

ČESKÁ ZEMEDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE FAKULTA ŽIVOTNÍHO
PROSTŘEDÍ KATEDRA EKOLOGIE



Česká zemědělská
univerzita v Praze

**Monitoring stromových dutin v ovocných alejích na
Příbramsku**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí diplomové práce: Ing. Petr Zasadil, Ph.D.

Diplomant: Bc. Zdeněk Machovec

2024

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Zdeněk Machovec

Regionální environmentální správa

Název práce

Monitoring stromových dutin v ovocných alejích na Příbramsku

Název anglicky

Tree Cavities in fruit trees alleys in the Příbram region

Cíle práce

- 1) Provést mapování hnízdních dutin ve vybraných alejích na Příbramsku.
- 2) Vyhodnotit zjištěné výsledky ve vztahu k druhové a věkové skladbě, managementu, okolním biotopům a dalším charakteristikám prostředí.
- 3) Vyhodnotit umístění jednotlivých dutin z hlediska dřeviny, výšky, orientace ke světovým stranám, orientace k cestě apod.

Metodika

Ve vybraných alejích na Příbramsku bude provedeno mapování hnízdních dutin. Pro účely mapování bude vybráno cca 50 úseků o délce 100 m, zastoupeny budou jak aleje s převahou ovocných dřevin, tak bez ovocných dřevin i aleje smíšené. Pro každou dutinu bude zaznamenán druh dřeviny, stáří a zdravotní stav dřeviny, výčetní tloušťka, výška umístění dutiny, šíře vletového otvoru (půjde-li zjistit), orientace ke světovým stranám, orientace z hlediska vozovky.

Doporučený rozsah práce

Cca 40 stran + přílohy

Klíčová slova

Hnízdní dutiny, mikrostanoviště, liniové ekosystémy, rozptýlená zeleň

Doporučené zdroje informací

- Bailey D., Eberhart P., Herrmann D. J., Herzog F., Hofer G., Kormann U., Schmidt-Entling M., 2010: Effect of habitat amount and isolation on biodiversity in fragmented traditional orchards. *Journal of Applied Ecology*, 47: 1003-1013.
- Gruebler M.U., Schaller S., Keil H., Naef-Daenzer B. 2013: The occurrence of cavities in fruit trees: effects of tree age and management on biodiversity in traditional European orchards. *Biodiversity and conservation* 22: 3233-3246.
- Horak J., Peltanova A., Podavkova A., Safarova L., Bogusch P., Romportl D., Zasadil P., 2013: Biodiversity responses to land use in traditional fruit orchards of a rural agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 178: 71 – 78.
- Horak J., Rom J., Rada P., Safarova L., Koudelkova J., Zasadil P., Halda J.P., Holusa J. 2018: Renaissance of a rural artifact in a city with a million people: biodiversity responses to an agro-forestry restoration in a large urban traditional fruit orchard. *Urban ecosystems* 21/2: 263-270.
-

Předběžný termín obhajoby

2023/24 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Petr Zasadil, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 4. 3. 2024

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 5. 3. 2024

prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 05. 03. 2024

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: Monitoring stromových dutin v ovocných alejích na Příbramsku vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědom, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědom, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Dubně dne 25. 03. 2024

.....

(podpis autora práce)

Poděkování

Rád bych vyjádřil velkou vděčnost Ing. Petru Zasadilovi, Ph.D. za jeho vedení této diplomové práce, cenné rady a čas, který mi věnoval během celého psaní. Děkuji také celé mé rodině za trpělivost a neustálou podporu během mého studia.

ABSTRAKT

Rozptýlená zeleň nabízí možnosti vytvoření životních podmínek pro mikrostanoviště rostlin a organismů. Mikrostanoviště jsou malá, specifická prostředí uvnitř většího ekosystému, která poskytují jedinečné podmínky pro život určitých druhů. Liniovou zeleň podél dopravních komunikací ve formě křovinaté vegetace nebo vysetých stromořadí můžeme nazývat alejí. Tato diplomová práce se zabývá monitoringem stromových dutin v ovocných alejích regionu Příbramska. Výzkum byl zaměřen na druhovou skladbu alejí, počet jednotlivých stromů a stromové dutiny jako takové.

Zmapováno bylo 51 různorodých stromových alejí (27 ovocných, 17 neovocných, 7 kombinujících oba typy). Sledován byl způsob údržby vegetace a keřového patra, okolní prostředí, vzdálenost od intravilánu a lesních stanovišť. U každé aleje byla popsána její druhová skladba a kondice stromů, včetně známek poškození nebo hniloby, fáze autogeneze, celistvost korun a průměru kmenů ve výčetní výšce (DBH – 130 cm). Na každém jednotlivém stromu byly analyzovány jednotlivé dutiny z hlediska vzniku (vytesané, vyhnílé), polohy a směru otvoru. U zájmových dutin byly měřeny tyto parametry: hloubka, výška a průměr dutinového otvoru.

Zmapováno bylo 664 stromů, na kterých bylo nalezeno 1 674 stromových prohlubní a dutin, z toho bylo celkem 318 dutin (dokončených a nedokončených). Z celkového množství dutin bylo výsledně hodnoceno 115 dokončených dutin (vyhnílych, vytesaných). Nehodnocené dutiny byly přirozeného původu (úraz nebo lidský zásah, prořezávka atd.). Největší počet dutin byl zdokumentován v ovocných alejích primárně tvořených jabloněmi, zejména jabloní domácí (*Malus domestica*) a jabloní lesní (*Malus sylvestris*). Na těchto ovocných dřevinách bylo nalezeno 61 % všech stromových dutin. Bylo zjištěno pouze necelé procento vytesaných stromových dutin, zbytek tvořily dutiny vzniklé přirozeně (zraněním, vyhnitím atd.).

Vyhodnocením nasbíraných informací bylo zjištěno, že signifikantními atributy pro vznik dutiny ve stromu jsou druh dřeviny, stáří stromu a průměr kmene ve výčetní výšce (DBH). Ostatní atributy neměly výrazný vliv na vznik a počet stromových dutin.

Klíčová slova: ovocné stromy, aleje, dutiny, mikrostanoviště.

ABSTRACT

Scattered greenery offers opportunities to create living conditions, microhabitats for plants and organisms. Microhabitats are small, specific environments within a larger ecosystem that provide unique living conditions for certain species. Linear greenery along roadways in the form of shrubby vegetation or planted tree lines can be called an alley. This thesis deals with the monitoring of tree cavities in fruit alleys of the Přebram region. The research focused on the species composition of the avenues, the number of individual trees and on tree cavities as such.

There were 51 different tree avenues mapped (27 fruit, 17 non-fruit, 7 combining both types). The method of vegetation and shrub floor maintenance, the surrounding environment, distance from the intramural and forest habitats were monitored. For each avenue, tree species composition and condition were monitored, including signs of damage or decay, stage of autogenesis, crown integrity and trunk diameter at height (DBH - 130 cm). Individual cavities on each individual tree were analyzed for emergence (carved, rotted), location and direction of opening. For the cavities of interest, the depth, height and diameter of the entrance hole were determined.

The survey covered 664 trees, revealing a total of 1674 tree hollows and cavities. Out of this overall count, the evaluation focused on 115 completed hollows (100 natural and 15 excavated). The unassessed cavities were of natural origin (trauma or human intervention, pruning, etc.). The largest number of cavities was documented in fruit avenues primarily composed of apple trees, especially domestic apple trees (*Malus domestica*) and forest apple trees (*Malus sylvestris*). In these fruit trees, 61 % of all tree cavities were found. Only less than one per cent of the excavated tree cavities were found, the rest being naturally occurring cavities (wounding, rotting, etc.).

By evaluating the information collected, it was found that the significant attributes for tree cavity formation were tree species, tree age and trunk diameter at DBH height. The remaining attributes, did not have significant effect on the occurrence and number of tree cavities.

Keywords: fruit trees, avenues, cavities, microhabitat.

OBSAH

1	Úvod.....	9
2	Cíle práce.....	10
3	Literární rešerše	11
3.1	Rozptýlená zeleň	11
3.2	Stanoviště.....	13
3.3	Lesní mikrostanoviště	14
3.4	Lesní ptactvo a netopýři.....	16
3.5	Bezobratlí	18
3.6	Mechy a lišejníky	19
4	Stromové dutiny.....	21
4.1	Rozdělení stromových dutin.....	21
4.2	Stromové dutiny v lesních porostech	22
4.3	Stromové dutiny v ovocných dřevinách.....	25
5	Metodika.....	27
5.1	Oblast Středočeského kraje	27
5.2	Sledované území	28
5.3	Sběr dat.....	29
5.4	Posuzované charakteristiky zkoumaných stromořadí.....	29
5.4.1	Aleje	29
5.4.2	Dřeviny	30
5.4.3	Dutiny	32
5.5	Metodika analýzy dat	33
6	Výsledky	34
6.1	Aleje	34
6.1.1	Četnost výskytu dutin v závislosti na typu aleje.....	34
6.1.2	Četnost výskytu dutin v závislosti na okolním biotopu aleje	36
6.1.3	Četnost výskytu dutin v závislosti na vlivu managementu aleje.....	38
6.1.4	Četnost výskytu dutin v závislosti na nadmořské výšce aleje	38

6.1.5	Četnost výskytu dutin v závislosti na početnosti stromů v aleji	40
6.1.6	Četnost výskytu dutin v závislosti na vzdálenosti od intravilánu	41
6.1.7	Četnost výskytu dutin v závislosti na vzdálenosti od lesa	42
6.2	Dřeviny	44
6.2.1	Četnost výskytu dutin v závislosti na druhu dřeviny	44
6.2.2	Četnost výskytu dutin v závislosti na průměru (DBH) kmene	45
6.2.3	Četnost výskytu dutin v závislosti na stáří dřeviny.....	48
6.2.4	Četnost výskytu dutin v závislosti na vitalitě.....	49
6.2.5	Četnost výskytu dutin v závislosti na výšce stromu	52
6.2.6	Četnost výskytu dutin v závislosti na keřovém patře	54
6.2.7	Četnost výskytu dutin v závislosti na celistvosti koruny	55
6.3	Charakteristika dutiny	56
6.3.1	Výška otvoru dutiny od země.....	57
6.3.2	Průměrná velikost otvoru stromové dutiny	58
6.3.3	Orientace dutiny k biotopu a světovým stranám.....	59
7	Diskuze.....	62
7.1	Hodnocení vlivu typů aleje na počet dokončených dutin	63
7.2	Hodnocení vlivu dřeviny na počet dokončených dutin.....	65
7.3	Hodnocení dokončených stromových dutin.....	67
8	Závěr	69
9	Seznam použité literatury.....	72
9.1	Použitá literatura.....	72
9.2	Zákony, vyhlášky	87
9.3	Internetové zdroje	87
10	Přílohy	88

1 Úvod

Každá krajina je unikátní díky svým specifickým rysům. Mezi významné charakteristiky naší krajiny patří liniové prvky ve formě stromořadí, které vytvářejí aleje podél silnic. Tyto aleje nejen poskytují ochranu proti erozi půdy, ale také slouží jako stanoviště pro organizmy. Stromové dutiny jsou prohlubně vytvořené v duté části kmene, větví nebo kořenů stromů a mají funkci mikrostanovišť (mikrohabitatů) pro různé druhy živočichů (Křčmářová, 2022).

Podle Stoddarta (1979) je podstatným prvkem pro vývoj organismů správný výběr prostředí. Volba stanoviště má významný vliv na přežití a úspěšnou reprodukci organismů z hlediska toho, že ne každé prostředí je vhodné z pohledu dostupnosti potravy, druhů, úkrytů, predáčního a kompetičního tlaku. Podle Larrieua et al. (2018) mikrostanoviště vyskytující se na živých nebo mrtvých stromech slouží jako stanoviště pro různé druhy organismů během různých fází jejich životního cyklu. Tato mikrostanoviště poskytují substrát, prostor pro vývoj, vyhledávání potravy a úkryt pro jednotlivce nebo celá společenstva organismů. Existuje více než 60 různých typů stromových mikrostanovišť, jak uvádí Kraus et al. (2016), a tato mikrostanoviště jsou spojena s různými taxony, včetně ptáků, netopýrů a mnoha bezobratlých organismů.

V posledních letech je věnována značná pozornost výzkumu stromových dutin v různých typech prostředí. Několik studií zdůraznilo významný dopad zvýšení počtu stromů s různorodými mikrostanovišti, tzv. TreMs (podle anglického výrazu „Tree-related Microhabitat“), na druhovou bohatost u několika taxonů, viz např. Bouget et al., 2013; Larrieu a kol., 2019 pro saproxylické brouky; Regnery et al., 2013a; Paillet et al., 2018 pro netopýry a ptáky; Larrieu et al., 2019 pro lišejníky a mechorosty; Basile et al., 2020 pro hmyz a netopýry.

Kromě toho se výzkum mikrostanovišť často soustředí na přirozené lesy, kde je obecně přirozená vyšší biodiverzita. Nicméně výzkum zaměřující se na výskyt dutin v liniových porostech (alejích) je stále omezený. Neexistují téměř žádné studie v rámci liniových ekosystémů, a proto jsem se rozhodl zvolit si toto téma pro svou diplomovou práci. Ovocné aleje na Příbramsku představují klíčový prvek v podpoře místní biodiverzity, poskytují mikrostanoviště pro mnoho druhů mikroorganismů a organismů, a představují tak cenný environmentální prvek v krajině. Tento výzkum byl proveden proto, abychom lépe porozuměli biodiverzitě a zdraví těchto alejí.

2 Cíle práce

Cílem této diplomové práce je provést komplexní hodnocení vzniku a výskytu stromových dutin v ovocných alejích v regionu Příbramska. Práce si klade za cíl zhodnotit vliv různých faktorů, jako je druh dřeviny, stáří stromu, zdravotní stav, výška a ucelenost koruny, na vznik stromových dutin. Dále se zaměřuje na analýzu vlivu okolního prostředí, vzdálenosti od lesa nebo intravilánu obce, světových stran a směru stromové dutiny. Kromě toho práce zkoumá umístění nalezených stromových dutin a jejich rozměry.

3 Literární řešerše

3.1 Rozptýlená zeleň

V odborné literatuře nalézáme mnoho způsobů, jak vysvětlit pojem krajina. Už od dětství se učíme, že „krajina je vše, co je kolem nás“, je to „jednotný celek zemského povrchu vymezený lidským horizontem“ (Braniš, 2004). Podle Vráblíkové et al. (2014) lze krajinu popsat jako výsledek přirozeného rozvoje, obyčejů a myšlení populace, uspořádání a bytí společnosti. Pojem krajina v sobě skrývá bohatou historii a komplexní význam. Původně sloužil jako geografické označení pro specifickou oblast zemského povrchu, charakterizovanou kombinací přírodních a kulturních prvků a typickým vzhledem. Postupem času se tento termín začal používat i v environmentálním kontextu, čímž se jeho rozsah a hloubka dále rozšířily.

Množství různých úhlů pohledu a komplexnost krajiny vedly k rozmanitosti definic. Pro plné porozumění tomuto komplexnímu systému je nezbytné upřednostnit hostitelský a systémový přístup. Odborná literatura nabízí různé perspektivy významu tohoto pojmu (Sklenička, 2003). Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, definuje krajinu jako část zemského povrchu s typickým reliéfem, tvořenou souborem funkčně propojených ekosystémů a civilizačními prvky. Tato definice zdůrazňuje propojení přírodních a lidských aspektů v jeden celek. Pohled na krajinu se v posledních desetiletích výrazně změnil. V minulosti byla krajina vnímána především jako oblast zaměřená na zemědělství. V současnosti se její funkce rozšiřují a zahrnují i další aspekty. Dříve byla venkovská krajina chápána hlavně jako nástroj pro zemědělskou produkci a v tomto kontextu byly jejími nejvýznamnějšími hodnotami plodnost půdy, dostupnost polí a jejich vhodnost pro zemědělské účely a stroje (Prishchepov et al., 2012).

V České republice definujeme převažující podíl krajiny jako krajinu kulturní, kterou tvoří pole, louky, pastviny a lesy, často se střídající v důsledku antropogenního působení od doby neolitu (Stejskalová, 2007). Kulturní krajinu můžeme rozdělit do čtyř základních skupin (krajina lesohospodářská, zemědělská, těžební a sídelní). Rozptýlená zeleň, tedy stromy a keře rostoucí izolovaně nebo ve skupinách v zemědělské krajině, sehrává klíčovou roli v celkovém fungování této krajiny. Jako přirozená součást krajinářské struktury vytváří základ pro vznik mezí, remízků, břehových porostů podél vodních toků, stejně jako liniových porostů podél cest, úvozů a alejí.

Sem spadají také všechny památné nebo jinak významné stromy, které rostou izolovaně v otevřené krajině (Fórum ochrany přírody, 2023). Tyto prvky nejsou součástí intravilánu obcí, ale nacházejí se roztroušeně v krajině ve formě liniových porostů. Plocha takového stanoviště většinou nepřesahuje tři hektary (Sklenička, 2003).

Hurych (2011) rozděluje rozptýlenou zeleň na sídelní a krajinnou podle dislokace v oblasti a její funkce. Krajinnou zeleň považuje za klíčový prvek krajiny, který přispívá k ekologické stabilitě. Její postavení je přímo spojeno s mírou antropogenního vlivu na přírodní prostředí. Krajinná zeleň se dále dělí na rozptýlenou, doprovodnou, trvalé zemědělské porosty a lesy.

Dle Skleničky (2003) můžeme rozptýlenou zeleň rozdělit podle tvaru na liniové prvky, plošné prvky a solitéry. Liniové prvky se vyznačují protáhlým tvarem s převahou délky nad šířkou. Patří sem větrolamy, meze, břehová vegetace vodních toků, vegetace okolo pozemních komunikací a příkopů, živé ploty a biokoridory. Plošné prvky se vyznačují neliniovým tvarem a zahrnují remízy, háje a lesy. Solitéry představují jednotlivé stromy (hraniční) nebo izolované skupiny vegetace.

Podle Baudryho et al. (2000) je liniová vegetace historickou součástí zemědělské krajiny. Tato vegetace byla ponechána nebo vysazována jako vytyčení hranice mezi sousedními pozemky. Tyto porosty vytvářely systematickou síť, která se na místech s minimálním vlivem antropogenní činnosti zachovala dodnes. Liniová zeleň v současné době představuje jak vysazované, tak zcela přírodní pásy dřevinné vegetace, ať už ve formě náletových porostů, nebo zbytků lesních porostů. Nacházíme ji podél dopravních komunikací ve formě křovinaté vegetace nebo vysazených stromořadí. Uměle vysazená liniová vegetace je tvořena jednou či několika řadami stromů a bývá strukturně i druhově sourodá. Naopak přírodně vzniklá dřevina či pozůstatky lesa bývají nesourodé s rozmanitou druhovou diverzitou (Boutin et al., 2002).

Rozptýlená zeleň nabízí mnoho možností pro vytvoření životních podmínek a mikrostanovišť pro rostliny a organizmy. Mikrostanoviště jsou malá, specifická prostředí uvnitř většího ekosystému, která poskytují jedinečné podmínky pro život určitých druhů. Bohužel, některá mikrostanoviště jsou ohrožena znečištěním, extrémním počasím nebo odlesňováním. Proto je důležité chránit tyto malé, ale významné oblasti, aby se zachovala celková biodiverzita a zdraví našeho ekosystému (Borovičková et al., 2005).

3.2 Stanoviště

Evoluční faktory se týkají míry přežití zvířat, zatímco faktory chování souvisejí s tím, jak si zvířata vybírají svá stanoviště. Studium obou druhů faktorů přispívá k lepšímu porozumění mechanismů výběru stanovišť různých druhů (Sutton et al., 2017). Podle Stoddarta (1979) je klíčovou otázkou pro vývoj organismů správný výběr prostředí s podmínkami optimálními pro život. To zahrnuje morfologii prostředí a fyziologickou a psychologickou toleranci. Správný výběr stanoviště má významný vliv na přežití a úspěšnou reprodukci organismů, protože ne každé prostředí je vhodné z hlediska dostupnosti potravy, druhů, úkrytů a tlaku ze strany predátorů či konkurence.

Stanoviště lze definovat jako oblast (suchozemskou, vodní nebo jinou), která poskytuje ekosystémové služby biotě, aby se mohla zapojit do životních funkcí (Ramkumara et al., 2017). Stanoviště mohou být dále rozdělena na malé, specifické části, které nazýváme mikrostanoviště nebo mikrohabitaty. Mikrostanoviště jsou přírodní ekosystémová stanoviště nebo mikroprostředí, která se vyskytují přirozeně v přírodě. Může se jednat o samostatné mikroekosystémy nebo specifické oblasti v rámci většího ekosystému. Ty jsou charakteristické svou malou plochou, jedinečnými ekologickými vlastnostmi a specifickými podmínkami, které ovlivňují druhy organismů, jež v nich mohou existovat (Whitham et al., 2008).

Podle Fullera (2012) jsou mikrostanoviště různorodá stanoviště, která často souvisí se specifickými rostlinami, porosty, půdními útvary a osídlením společenstvem mikroorganismů nebo organismů. Mohli bychom také zohlednit prostorové faktory, jako jsou malé louky, mokřady, části lesů nebo vodní útvary. Kromě toho by tyto mikrostanoviště mohla být také rozdělena do odlišných kategorií s kontrastními biotickými a abiotickými parametry, jako jsou různé druhy stromů nebo rostlinné zbytky, např. mrtvé dřevo nebo opad pocházející z jehličí nebo širokých listů v různých fázích rozkladu (Baldrian, 2014). Některé z těchto vlastností jsou ovlivněny dalšími aspekty jiných stanovišť. Například průnik světla a množství srážek dopadajících na lesní půdu závisí na přítomnosti zápojů, jam a svahů, ale také na přítomnosti stromů nebo keřů, které konávají funkci fyzické bariéry (Tláskal et al., 2021).

3.3 Lesní mikrostanoviště

Suchozemské ekosystémy se rozkládají zhruba na 148 milionech km², což představuje přibližně 29 % celkové plochy Země. Tyto ekosystémy zahrnují různorodá stanoviště, jako jsou chladné oblasti okolo pólů, horké tropické pouště a bujně rostoucí deštné pralesy v mírném a tropickém pásu. Lesy představují největší suchozemský ekosystém na Zemi (FAO & UNEP, 2020), nicméně lesy, které závisí na nížinných vodních systémech, čelí vážným hrozbám. Lužní lesy jsou považovány za nejsložitější a biologicky nejbohatší stanoviště v mírném pásmu (Paillet et al., 2017). Lesní ekosystémy poskytují životně důležitá stanoviště pro významnou část světové biologické rozmanitosti a také plní mnoho úloh a služeb ekosystémů, jako je např. ukládání uhlíku a zásobování vodou (Evropa, 2015).

Mikrostanoviště živých stromů navazují na vztah mezi zdravím jednotlivých stromů a celého lesa. Hlavním cílem udržitelného hospodaření a zdraví lesů je dlouhodobá schopnost lesa poskytovat ekosystémové služby, hostit biologickou rozmanitost a zmírňovat vnější stres a narušení lesního prostředí na dostatečně velkých plochách (Trumbore et al., 2015). Historicky dominujícím přístupem k lesnímu hospodaření bylo upřednostňování dlouhodobé produkce dřeva a vytváření homogenních porostů zdravých stromů (Puettmann et al., 2009). Podle Ostry et al. (2009) však existuje rozpor mezi těmito dvěma cíli, protože odstraňování oslabených, poškozených nebo jinak postižených stromů v hospodářských lesních porostech snižuje rozmanitost lesních stanovišť. To nakonec může vést ke ztrátě biologické rozmanitosti a ohrožit zdraví lesního ekosystému. Bylo zjištěno, že hustota mikrostanovišť je obvykle vyšší v přírodních lesních rezervacích než v lesních porostech podléhajících hospodaření. Tento rozdíl je způsoben především stojícími mrtvými a velkými živými stromy, přičemž stojící mrtvé stromy jsou vzácné, ale v hustotě mikrostanovišť hrají významnou roli (Paillet et al., 2017).

Letité stromy mohou mít jedinečné struktury, které se objevují pouze na velkých exemplářích. Na druhou stranu, husté porosty mladých stromů zvyšují počet mikrostanovišť, jejichž výskyt není závislý na velikosti stromu (Michel & Winter, 2009). Proto se bohatá společenstva stromových mikrostanovišť nacházejí v lesích, které byly formovány různými typy disturbancí. Tyto lesy se vyznačují složitou věkovou strukturou s velkým počtem starých stromů a vysokou druhovou rozmanitostí, a to v kontrastu s lesy, které byly modifikovány lidskou činností (Paillet et al., 2017).

Mikrostanoviště v rámci lesních ekosystémů hrají klíčovou roli v podpoře jejich biodiverzity a komplexity (Winter & Möller, 2008). Lesní ekosystémy zahrnují širokou škálu mikrostanovišť, včetně živých stromů, odumřelého dřeva, travnatých porostů, keřů, půdy a humusu. Odumřelé dřevo a rostlinné zbytky se rozkládají a hromadí na lesní půdě, kterou zvlhčují, což přispívá k vzniku organické hmoty (Brabcová et al., 2022). Odumřelé dřevo patří mezi klíčové faktory udržení biodiverzity v lesích (Stokland, 2012). Tvoří stanoviště a zdroj živin pro širokou škálu organismů, hub a bakterií (Tláskal & Baldrian, 2021). Mezi další důležitá mikrostanoviště v lese patří staré stromy s dutinami, vodní tůňe, mokřady a podzemní prostory v kořenových systémech stromů (Baldrian, 2017). Díky rozmanitosti mikrostanovišť se les stává domovem pro širokou škálu rostlin, hub a živočichů. Studie van der Hoecka et al. (2017) potvrzuje, že mikrostanoviště významně přispívají k celkové biodiverzitě lesa.

Larrieu et al. (2018) definují mikrostanoviště na stromech, též nazývaná TreMs (z anglického Tree-related Microhabitats), jako charakteristické, ohraničené struktury. Tyto struktury se vyskytují na živých i stojících mrtvých stromech a slouží jako specifická stanoviště pro různé druhy organismů v průběhu jejich životního cyklu. Tato mikrostanoviště poskytují substrát, prostor pro vývoj, vyhledávání potravy a úkryt pro jednotlivce nebo celá společenstva organismů. Existuje více než 60 různých typů stromových mikrostanovišť, jak uvádí Kraus et al. (2016), a tato mikrostanoviště jsou spojena s různými taxony, včetně ptáků, netopýrů a mnoha bezobratlých organismů. Mnoho z těchto druhů je stenotopických, což znamená, že jsou citlivé na změny v prostředí, některé z nich jsou vzácné, nebo dokonce kriticky ohrožené (Winter & Möller, 2008).

Vytvoření většiny mikrostanovišť je procesem, který trvá dlouhé roky, jak je popsáno v práci Pailleta et al. (2017). Během tohoto procesu je strom opakovaně vystaven poškození, buď přirozenému rozkladu dřeva, nebo vnějším vlivům. Na zraněných či ztracených částech kmene a koruny se pak tvoří jizvy, které poskytují základ pro vznik mikrostanovišť. Dlouhá životnost stromu zvyšuje šanci na vznik unikátních mikrostanovišť. Ta mohou být výsledkem i zřídka se vyskytujících abiotických faktorů, jako jsou údery blesku nebo požáry (Larrieu et al., 2018).

Dle Cocklea et al. (2011) stromová mikrostanoviště, jako jsou dutiny stromů, uvolněná kůra nebo trhliny, jsou vytvářeny buď živočichy, tj. šplhavci z čeledi datlovitých (Picidae), brouky z čeledi nosatcovitých (Cerambycidae) a houbami, nebo mechanickým poškozením způsobeným teplem, mrazem nebo větrem.

Asi nejznámějším a nejvíce zkoumaným typem mikrostanoviště jsou dutiny od datlů. Ve skutečnosti však existuje široká škála různých druhů mikrostanovišť (např. obnažené dřevo, praskliny, kapsy v kůře, dendrotelmy – dutiny naplněné vodou atd.), z nichž každý je charakterizován svou vlastní faunou (Michel et al., 2011).

Mnohé z těchto mikrostanovišť jsou často lesními hospodáři označovány jako „defekty“ a mohou být vnímány jako známky snížené životnosti stromů nebo zhoršení kvality dřeva (Martin & Raymond, 2019). Takový pohled však může vést k poklesu hustoty a diverzity těchto mikrostanovišť, zejména pokud je antropogenní vliv na lesní ekosystémy výrazný, například díky lesnickým postupům, jako jsou probírky nebo pěstování lesa s krátkou rotací stromů (Winter & Möller, 2008).

3.4 Lesní ptactvo a netopýři

Ptáci a netopýři jsou důležitými skupinami pro posouzení odezvy biodiverzity na mikrostanoviště stromů. Nalezneme mnoho druhů ptactva, které se živí a hnízdí v lesích. Jsou to zejména specialisté na lesní prostředí, kteří prožívají většinu nebo celý svůj životní cyklus ve stromových mikrostanovištích (Mikusinski et al., 2001). Jelikož většina obyvatel dutin nemůže tvořit své vlastní dutiny, jejich populace může být omezena dostupností dutin už existujících (Newton, 1998). Ptáci, kteří vytvářejí dutiny ve stromech, jsou proto vnímáni jako nejvyšší priorita pro zachování společenstev využívajících dutiny. Mohou totiž přímo ovlivňovat početnost a rozmanitost obratlovců, kteří dutiny ke svému životu potřebují, ale nemohou je vytvářet (Martin et al., 2004). Podle Russoa & Jonese (2003) lze ptáky obývajících lesní oblasti rozdělit do dvou skupin. První skupinu tvoří ti, kteří jsou přímo závislí na lesním prostředí a hnízdí v mikrostanovištích, jako jsou dutiny stromů a břečťan. Druhou skupinu ptáků tvoří ti, kteří jsou na lesním prostředí závislí nepřímo, neboť hledají potravu v hmyzích mikrostanovištích na stromech.

Druhy netopýřů, jako je netopýr černý (*Barbastella barbastellus*), netopýr řasnatý (*Myotis nattereri*), netopýr ušatý (*Plecotus auritus*), vrápenec velký (*Rhinolophus ferrumequinum*) loví lesní hmyz a většina z nich také hnízdí v dutinách stromů, trhlínách nebo za uvolněnou kůrou (Pénicaud, 2000). Podle studie Russoa et al. (2004) jsou preferovány stromy v neobhospodařovaných lesích, kde je omezena těžba dřeva. Výběr stromu závisí na jeho zdravotním stavu a výšce, přičemž netopýři upřednostňují mrtvé buky.

Typický strom, který slouží jako nocoviště, je vysoký a má velký průměr v prsní výšce (DBH). Nachází se v senescenčním stavu nebo v raných stádiích rozkladu. Tyto stromy se obvykle vyskytují v porostech s otevřenější korunou, vyšší hustotou mrtvých stromů (tzv. snagů) a jsou blíže k vodě a okraji lesa než náhodně vybrané stromy (Miller et al., 2003). Výběr dutiny je pak založen na jejím typu, výšce a směru vstupu. Dutiny sloužící jako úkryt se nacházejí hlavně pod volnou kůrou, jsou umístěny ve větší výšce nad zemí a směřují na jih.

Ptáci často využívají lesní mikrostanoviště, jako jsou staré, odumírající a vyvrácené stromy, padlé kmeny a dutiny stromů (Regnery et al., 2013). Například staré stromy s hrubou kůrou upřednostňuje strakapoud prostřední (*Dendrocoptes medius*), pták, který se živí bezobratlými živočichy žijícími v puklinové kůře (Stachura-Skierczyńska & Kosiński, 2016).

Prohlubně na stromech vyhledávají ptáci hnízdící v sekundárních dutinách, jako je brhlík lesní (*Sitta europaea*) anebo kulíšek nejmenší (*Glaucidium passerinum*) (Barbaro et al., 2016).

Zielińska et al. (2017) zdůrazňuje nedostatek informací ohledně vlivu antropogenních mikrostanovišť, která jsou spojena s obhospodařovanými lesy, na ptáky. Stále narůstá počet studií naznačujících, že lesní mikrostanoviště, včetně cestních okrajů, hromad dřeva a odvodňovacích příkopů, mohou přispět k biodiverzitě různých druhů organismů včetně rostlin a obojživelníků. Další výzkum navíc potvrdil pozitivní vliv existence lesních cest a prořídých porostů na některé druhy ptáků. Autoři dospěli k závěru, že málo frekventované silnice přispívají k zvýšení heterogenity stanovišť v lesích s omezenou strukturální pestrostí a přitahují ptáky díky dalším charakteristikám těchto stanovišť, včetně lepších světelných podmínek, které jsou v nitru lesa vzácné (Šálek et al., 2010).

Dopady vysokého počtu antropogenních mikrostanovišť vytvořených v důsledku postupů hospodaření v lesích (např. hromady křovin, odvodňovací příkopy) však stále nejsou známy (Lust et al., 1998). Nedotčené oblasti vzrostlých lesů by měly být zachovány, aby byly zajištěny podmínky pro nocoviště netopýrů a hnízdiště ptactva. V oblastech těžby by měla těžební pravidla chránit mrtvé a dospělé stromy; časté střídání úkrytů a malá velikost kolonie znamenají, že je potřeba velké množství úkrytových stromů. Dobrým ukazatelem kvality lesních biotopů a potravních stanovišť je výskyt početných společenstev ptactva a netopýrů na vrcholu potravních řetězců (Gunn & Hagan, 2000).

Stromová mikrostanoviště, známá jako TreM, mohou sloužit také jako ekologické niky pro mnohé lišejníky a mechorosty, jak uvádějí Fritz a Heilmann-Clausen (2010). Saproxylické taxony jsou organizmy, které jsou závislé na rozkladu odumřelého dřeva nebo jiných organických materiálů důležitých pro životní cyklus. Tyto organizmy, které zahrnují především hmyz a houby, hrají klíčovou roli v procesu rozkladu a recyklace organických látek v lesních ekosystémech (Sandra, 2023). Saproxylické taxony představují asi 25 % druhové diverzity v mírných a boreálních lesích a jsou závislé na prostorové i časové souvislosti s dostupností mrtvého dřeva a určitých stromových mikrostanovišť (Larrieu et al., 2014). Dalším faktorem je pH kůry, které ovlivňuje důležité procesy pro kryptogamy (výtrusné rostliny), např. dostupnost živin a klíčení spor (Nash, 2008). Fritz et al. (2009) zjistili, že vysoké pH kůry v kombinaci s vysokým věkem stromů a výskytem poškození kmene byly nejdůležitějšími faktory ovlivňujícími počet druhů epifytů (organizmus rostoucí na žijící rostlině, ale vyživující se samostatně, tzn. ani částečně na rostlině neparazituje).

Ranius et al. (2008) popisuje, že vysoké stromy mohou ztrácet své největší větve, což způsobuje vznik rozsáhlých ran a jizev, které poskytují vhodné podmínky pro kolonizaci hub a vyvíjející se dutiny. Výskyt hnilobných děr souvisí s nízkou rychlostí růstu stromů, nikoli s věkem nebo velikostí stromu. To je ve výrazném kontrastu se studií tvorby dutin stromů u dubu letního (*Quercus robur*) ve Švédsku, kde se četnost dutin stromů zvyšovala nejen s věkem stromů, ale také s jejich velikostí (DBH) a rychlostí růstu.

3.5 Bezobratlí

Přirozené lesy jsou charakteristické svými přirozenými dřevinami, skladbou porostů a individuální architekturou dřevin. Mikrostanoviště, jako jsou zlomené koruny nebo dutiny v kmeni, vytvářejí strukturní rozmanitost stromů. Tato mikrostanoviště jsou často spojena s klesající životaschopností stromů, což je obvykle způsobeno kombinací hub a hmyzu (Franklin et al., 2002). Odhaduje se, že dokonce 20–25 % všech druhů organizmů žijících v lese jsou saproxylické druhy (Stokland et al., 2012). Saproxylické druhy bezobratlých organizmů, které žijí v hnilobných dutinách nebo se živí rozkládajícím se dřevem, jsou přímo závislé na mrtvých dřevinách (Sandra, 2023). Zvýšená přítomnost dutin ve stromech s velkým průměrem je částečně zapříčiněna ztrátou odolnosti vůči rozpadu. To snižuje jejich schopnost zacelit zranění, jako jsou jizvy po abiotickém nebo biotickém faktoru, například ohni, větru nebo otvorech vyvrtných hmyzem. Stochastické (náhodné) jevy, jako je oheň nebo silný vítr, ovlivňují početnost dutin stromů tím, že způsobují ztrátu větví a odhalují

vnitřní dřeň stromu nebo narušují živé dřevo a vytvářejí potenciální vstupní body, kterými mají brouci přístup k vnitřnímu jádru (Gibbons & Lindenmayer, 2002).

Členovci jsou významnými uživateli stromových mikrostanovišť s velkým množstvím dotčených druhů (Stokland et al., 2012). Patří sem následující řády hmyzu: brouci (Coleoptera), dvoukřídlí (Diptera), polokřídlí (Hemiptera), blanokřídlí (Hymenoptera), motýli (Lepidoptera) a v menší míře i další členovci, jako jsou chvostoskoci (Collembola) a roztoči (Acari). Například brouci rodu *Osmoderma*, kteří jsou docela dobře prozkoumáni jako druh vhodný k ochraně, jsou uvedeni ve směrnici Evropské unie o stanovištích. Jsou používáni jako indikátorový a zastřešující taxon pro ochranu saproxylických brouků spojených s dutinovými mikrostanovišti (Ranius, 2002). Ačkoliv původním stanovištěm páchníků jsou staré listnaté lesy s množstvím dutých stromů a mrtvého dřeva (Maurizi et al., 2017), majoritu významných oblastí výskytu druhu *Osmoderma* v Evropě nalezneme v uměle vytvořených stanovištích, jako jsou městské parky, aleje u silnic, ovocné sady nebo ořezané stromy (Ranius et al., 2005).

Bezobratlé organizmy jsou mnohdy rychleji a více ovlivněny než ostatní druhy, ačkoli jsou studovány častěji než další taxony. Ve studiích o disturbancích jsou přehlíženy (Dunn, 2004a). Početnou a pestrou složkou většiny stanovišť je hmyz. Tyto organizmy jsou klíčovým hráčem v mnoha ekosystémových procesech a jejich úbytek může mít disturbanční účinky na jednotlivá stanoviště i celá společenstva (Coleman & Hendrix, 2000).

3.6 Mechy a lišejníky

Proces hniloby často souvisí s účinkem hub. Například výzkum provedený Baumem et al. (2003) ukázali, že houba známá jako křehutka čokoládová (*Psathyrella cernua*) je přímo spojena s procesem hniloby. Vašutová (2006) dále spojuje tuto houbu s mrazovými trhlinami na kmenech živých listnatých stromů. Z jejich pozorování vyplývá, že *P. cernua* významně přispívá k tvorbě hnilobných prohlubní v buku, což způsobuje primární rozklad dřeva, který se projevuje nejdříve na drobných větvích, prasklinách nebo mrazových trhlinách.

Na druhou stranu, houby jako slizečka porcelánová (*Oudemansiella mucida*) a troudnatec kopytovitý (*Fomes fomentarius*) byly identifikovány jako druhy spojené s povrchovou hnilobou. Tyto houby jsou často latentně přítomny ve dřevě, například u buků, a mohou podněcovat dekompozici (rozklad) živých stromů, zejména pokud

v dřevě dojde k výraznému poklesu obsahu vody, např. v důsledku nadměrného sucha nebo lámání větších větví. Troudnatec kopytovitý (*Fomes fomentarius*) je považován za velmi častý a běžný primární faktor hniloby na starých živých bucích v evropských lesích (Baum et al., 2003). Stromy postižené touto houbou se rychle dekomponují, což brání vytváření cenných mikrostanovišť pro epifyty.

V dutinách postižených hnilobou často nalézáme pozůstatky bezobratlých, především saproxylických brouků. To potvrzuje, že proces tvorby hniloby je složitý a zahrnuje několik skupin organismů. Primární rozklad dřeva působením hub, jako je křehutka čokoládová a další hnilobné houby, má za následek uvolňování CO₂. To zvyšuje relativní obsah dusíku, fosforu a minerálních živin v reziduální směsi dekompenzovaného dřeva a vláknitých houbových hyf (Boddy & Jones, 2008). Tento na živiny bohatý substrát přitahuje bezobratlé organizmy, kteří hrají klíčovou roli při mechanickém rozkladu mrtvého dřeva (Swift 1984), což vede k vytváření stromových dutin obsahujících dřevní plíseň.

4 Stromové dutiny

4.1 Rozdělení stromových dutin

Stromové dutiny se dělí na čtyři hlavní typy stanovišť lišící se svým původem a morfologií (Bütler et al., 2013):

- **Vyhlobené dutiny:** Datloví ptáci vyhlubují a vytesávají dutiny pro hnízdění, které se stávají domovem pro širokou škálu dalších organismů včetně sekundárně hnízdících ptáků, netopýrů a sov. Tyto vyhloubené dutiny se dělí na primární, které datlové vytvářejí pro své vlastní potřeby, a sekundární, které datlové vytesají a následně je obsadí jiné druhy. Tato prostředí hrají klíčovou roli pro mnoho dalších obyvatel stromových dutin včetně hlodavců, středně velkých savců, a bezobratlých, jako jsou pavouci, brouci a vosy. Zvláště důležitá jsou pro složitou síť druhů ptáků, zahrnující jak primární tvůrce dutin, tak i ptáky sekundárně hnízdící v dutinách.
- **Přirozené dutiny:** Jsou vytvářeny hlavně během procesů rozpadu dřeva a liší se od předchozích tím, že vznikají především v důsledku zranění během života stromu. Tyto dutiny jsou využívány především netopýry, malými i velkými savci, ještěrkami, obojživelníky a ptáky. Čím více jsou naplněny plísní (tedy čím více dřevo hnilo), tím více podporují specializovanou komunitu druhů. Například ohrožený brouk páchník hnědý (*Osmoderma eremita*) silně závisí na dutinách obsahujících plíseň, kterou potřebuje pro své přežití.
- **Dendrothelmy:** Dutiny stromů dočasně nebo trvale naplněné vodou, představují unikátní mikrostanoviště se specifickými vlastnostmi. Pro některé druhy hmyzu, zvláště dvoukřídlé a mikrokroužkovce, jsou dendrothelmy klíčové, a to především v případě, kdy je dno dutiny narušené nebo rozpadlé.
- **Kořenové dutiny:** Jsou dutiny vytvořené nebo umístěné u kořenů a buttresů (výběžky či rozšiřující se části kmene) stromu. Tyto dutiny slouží jako útočiště pro různé živočichy včetně mikrosavců (savců menší velikosti), středně velkých savců, ptáků a obojživelníků.

Dutiny pravděpodobně představují nejlépe prozkoumaný a zdokumentovaný typ mikrostanoviště stromů. Většina dutin vzniká buď působením ptačích zobáků (datlové), nebo procesem rozpadu, který zahrnuje bezobratlé organizmy, houby, nebo

kombinací obojího (Cockle et al., 2012). Stromová mikrostanoviště se vyskytují jak v datlových, tak v nedatlových stromových dutinách, častěji v mrtvých než v živých stromech (Vuidot et al., 2011). Celkově však mrtvé stromy obvykle prezentují méně než 10 % z celkového počtu stojících dřevin v neobhospodařovaných lesích a v hospodářských lesích téměř neexistují. To vysvětluje, proč se většina dutin (> 80 %) nachází v živých stromech (Larrieu et al., 2012).

Pravděpodobnost výskytu dutin strmě roste s průměrem stromů živých i mrtvých. Větší tloušťka dřeva kolem dutin zajišťuje stabilnější mikroklimatické podmínky. V důsledku toho jsou dutiny v mladých stromech méně časté než ve starších, což ovlivňuje i četnost hnízdníků (Sedgeley, 2001; Wiebe, 2001; Paclik & Weidinger, 2007). Hospodářsky využívané lesy vykazují menší hustotu stromů s dutinami ve srovnání s přírodními lesy. Hustota dutinových stromů však může výrazně variabilně kolísat mezi porosty stejného věku.

Významnou roli hraje i druh stromu, a dokonce i množství srážek může počet dutin ovlivňovat. Můžeme konstatovat, že množství stromových dutin odráží výskyt hnilobného onemocnění dřeva. Omezováním počtu živých stromů nesoucích hniloby a houby bude mít lesní hospodářství pravděpodobně rozsáhlý dopad na množství stromových dutin. V lesích s nedostatkem dutin, kde jsou procesy rozpadu dřeva potlačovány buď klimaticky, nebo lesním hospodařením, žijí především primární uživatelé dutin, zatímco těch sekundárních je zde malé množství (Bütler et al., 2013).

4.2 Stromové dutiny v lesních porostech

V krajině, kde převládá antropogenní vliv, se hnízdní stromové dutiny v lesním stanovišti neúměrně snižují a jsou důležitým cílem ochrany a ekologicky udržitelného lesnictví (Lindenmayer & Franklin, 2002). Nejenže jsou tato stanoviště ničena odlesňováním, ale rozvoj a celková hojnost stromových dutin může být také silně potlačena intenzívními metodami pěstování lesa, které snižují počet starých dřevin bohatých na dutiny. Takové hospodaření odstraňuje staré, odumírající a rozpadlé dřeviny, tedy právě ty, jež jsou nejvíce náchylné k tvorbě dutin (Goodburn & Lorimer, 1998; Gibbons & Lindenmayer, 2002; Fan et al., 2003a; Fan et al., 2003b).

Analýza množství dutin (Boddy, 2001) ukázala, že klíčovým klimatickým faktorem ovlivňujícím jejich počet je srážkový úhrn, nikoli teplota. V oblastech s vyššími srážkami je výskyt dutin hojnější, pravděpodobně kvůli vlivu vlhkosti na houbový rozpad dřeva, který je důležitým faktorem pro tvorbu dutin.

Tato souvislost však nemusí být tak výrazná během raného vývoje dutin v relativně stabilním a stresujícím prostředí jádra dřeva živých stromů (Wagener & Davidsson, 1954). V nízkých zeměpisných šířkách s rychlým poklesem teplot hraje klíčovou roli teplota, která snižuje četnost a dobu trvání existence mrtvých stojících stromů (Gibbs et al., 1993; Gould et al., 2008).

I když jsou dutiny v těchto oblastech přítomny, výraznější události, jako jsou požáry a bouře, které poškozují dřevo, ovlivňují místní distribuci rozkladu dřeva a také rychlost tvorby a ztráty dutin (Busing et al., 2009; Stephens & Moghaddas, 2005; Larrieu et al., 2018). Remm & Löhmus (2011) ve své práci identifikovali dva hlavní faktory ovlivňující hustotu stromových dutin se zvláštním zaměřením na datlovité ptáky jako primární uživatele dutin. Jejich výzkum ukázal, že množství stromových dutin souvisí s množstvím srážek a je vyšší v přirozených než v hospodářských lesích. Tyto výsledky ukazují, že rozložení dutin stromů do značné míry reflektuje výskyt houbového rozpadu v jádrovém dřevě (Löhmus, 1998; Schepps et al., 1999) a že hospodaření v lesích ovlivňující procesy rozkladu dřeva může mít široký dopad na dostupnost mikrostanovišť stromů.

V dalším výzkumu Remma et al. (2006) v centrální části Estonska byl zkoumán výskyt stromových dutin a role datlů v porostech říčních osik a bříz. V letech 1999–2003 bylo provedeno průzkumné šetření v 16 porostech o rozloze 104 ha. V dřevinách bylo nalezeno 713 otvorů, z toho 483 vhodných pro hnízdění sekundárních uživatelů stromových dutin. Průměrná hustota činila čtyři vhodné dutiny na hektar (včetně dutin vhodných pro hnízdící pěvce). 88 % dutin vhodných ke hnízdění vyhloubili datloví ptáci (průměrně 28 otvorů na pár).

Dutiny vyhloubené šplhavci a přirozené dutiny se vyskytovaly ve velmi podobných podmínkách, ovlivněných převážně druhem stromu, rozpadem a velikostí, typem porostu a také okolními stromovými dutinami. To potvrzují i další studie (Johnsson, 1993; Miller, 1999; Simberloff, 1998).

Naproti tomu studie Carlsona (1994) a Carlsona et al. (1998) ve středním Švédsku zjistily, že dutiny vyhloubené datlem tvořily 53 % všech dutin ve smíšených porostech, ale pouze 24 % ve starém listnatém porostu. Porovnání hustot ukazuje, že dutiny vyhloubené datlem byly ve zkoumané švédské lokalitě dvakrát hojnější než v osikových lesích, avšak u ostatních dutin byl rozdíl padesátinásobný. Zatímco olše byla bohatá na přirozené dutiny, osika, v souladu s dalšími studiemi (Stenberg, 1996; Mazgajski, 1998), byla datlovitým ptactvem oblíbená.

To lze vysvětlit jejím měkkým dřevem a častou infekcí jádrového dřeva osiky hnilobou (Löhmus, 1998; Schepps et al., 1999). Tvrdost dřeva má vliv také na působení datlů, kteří preferují mrtvé stromy, zatímco např. živé bříze se vyhýbají (Valk, 1974).

Dále bylo popsáno, že 96 ze 161 stromových dutin bylo obydleno pěvci, kteří pravděpodobně kvůli snížení rizika predace nebo fyzického zničení hnízda upřednostňují malé přirozené dutiny v živých stromech. Tento závěr oponuje pracím, které tvrdí, že dutiny v mladých stromech jsou méně využívané než ty ve starších dřevinách (Sedgeley, 2001; Wiebe, 2001; Paclik & Weidinger, 2007). Další zjištění naznačují, že při hnízdění jsou klíčové velké (DBH > 30 cm) listnaté stromy, živé i mrtvé, které by při lesnických operacích měly být chráněny (Davis et al., 1983; Martin & Eadie, 1999; McComb & Lindenmayer, 1999; Lindenmayer & Franklin, 2002).

Podle studie Larrieua et al. (2012) stále chybí data pro nepřímé posouzení taxonomické biodiverzity v lesích, stejně jako kvantitativní údaje o rozšíření souborů mikrostanovišť. Výzkumníci se zaměřili na studium rozšíření sedmi klíčových typů mikrostanovišť v bukových lesích (*Fagus sylvatica* L.) a lesích s jedlí bělokorou (*Abies alba* Mill), které nebyly vytěženy několik desetiletí. Prozkoumali 2 105 živých stromů a 526 stojících mrtvých nebo umírajících stromů. Zjistili, že frekvence dutin a dendrothelmů (dutiny stromů nebo pařezů naplněné dešťovou vodou) byly výrazně vyšší u živých buků než u jedlí. 70 % živých buků, ale pouze 18 % jedlí mělo jednu nebo více dutin.

Martin et al. (2022) tvrdí, že bylo popsáno mnoho mikrostanovišť v několika typech lesů, převážně s převahou buku, jedle a dubu, ale pouze několik z těchto studií bylo zaměřeno na lužní lesy a většina z nich se zabývala pouze dutinami (Remm et al., 2011; Westerhuis et al., 2019; Gwaze & Elliott, 2011). Tyto studie ukázaly, že lužní lesy významně přispívají k zvýšení počtu dutin. Studie Asbecka et al. (2019) poukazuje na to, že se velikost dutiny zvyšuje s průměrem stromu rostoucím na úrovni DBH a často souvisí s lesním hospodařením. Tato studie rovněž prokázala četnější výskyt dutin ve smíšených jehličnatých a listnatých lesích než v ostatních typech lesů.

Lesní ekologové a hospodáři již dlouho uznávají, že tvorba a ztráta stromových dutin jsou klíčovými procesy pro zachování biodiverzity lesů a měly by být brány v úvahu při lesnickém hospodaření (Davis et al., 1983; Martin & Eadie, 1999; McComb & Lindenmayer, 1999; Lindenmayer & Franklin, 2002).

4.3 Stromové dutiny v ovocných dřevinách

Pro účely krajinného plánování, které se zaměřuje na udržení druhů obývajících stromové dutiny, je nezbytné porozumět vývoji těchto stromů. Stromové dutiny jsou klíčové pro mnoho druhů organismů, které je využívají jako úkryt, hnízdiště nebo zdroj potravy. Hojně se vyskytují studie zaměřené na výskyt stromových dutin v lesních porostech, zatímco pouze jednotky studií se zabývají rozptýlenou zelení.

Jedna z mála prací, která se zaměřila na mapování výskytu dutin u ovocných dřevin, je studie Sovové (2023). Ta zmapovala 51 úseků stromořadí (alejí) jako liniového prvku podél pozemních komunikací. Nejšířeji zastoupenou dřevinou byly ovocné stromy (53 %), konkrétně jabloně, které tvořily 25 % z celkového počtu 691 stromů. Podle této studie majoritní počet (98 %) dokončených stromových dutin vznikl přirozeně, například úrazem (ulomení větve) nebo dekompozicí. Vliv na výskyt stromových dutin má tloušťka kmene a věk stromu, což potvrzují i jiné studie (např. Remm et al., 2006; Ranius et al. 2009; Gruebler et al., 2013; Asbeck et al., 2019; Suchomel, 2022). Průměrná DBH šířka stromu s výskytem dutiny byla 37 cm u ovocných stromů a 49 cm u neovocných. Podle Bitze (1992) se počet stromových dutin dramaticky zvyšuje u stromů, jejichž obvod kmene v průměru dosahuje mezi 90 cm a 200 cm ve výšce DBH.

Studie Suchomela (2022) se zabývá výskytem stromových dutin v obnovených a zanedbaných ovocných sadech v Praze. Bylo zjištěno, že druhová skladba sadů se liší v závislosti na jejich údržbě. V zanedbaných sadech, kde nebyla prováděna žádná údržba, tvořily ovocné dřeviny průměrně jen asi třetinu všech dřevin. Téměř všechny stromové dutiny (98 %) se nacházely v ovocných stromech, přičemž v neudržovaných porostech tvořily vyhnílé dutiny větší část (66 %). Podle autora nejvíce ovlivňuje výskyt dutin tloušťka kmene (DBH) a celistvost koruny stromu, což potvrzují i další studie (např. Gruebler et al., 2013; LaMontagne et al., 2015; Gutzat & Dormann, 2018).

Dřívější studie (Grimm, 1989; Breuer, 1998) zkoumající početnost stromových dutin v evropských sadech ukázaly, že zanedbané sady bez pravidelné péče o stromy obsahovaly desetkrát více dutin než sady s pravidelnou péčí o stromy (Bitz, 1992). Nevíme nicméně, zda péče o stromy zpomaluje tvorbu dutin fyziologickými reakcemi stromu a novou strukturou koruny, nebo zda jsou při ní pravidelně odstraňovány větve či celé stromy s dutinami. Existují důkazy, že uzavření pahýlu je ovlivněno rychlostí růstu stromu (Seifert et al., 2010).

Více než polovina stromů, u kterých byly odstraněny všechny větve, vykazovala na kmenech rozpadové dutiny. Velké řezné rány poskytují vstup dřevokazným houbám do středu dřeviny před ukončením uzavírání rány stromem (Ogawa a English, 1987; Adaskaveg et al., 1993; Seifert et al., 2010). Z těchto výsledků vyplývá, že pokud odstraníme velké větve nad hlavními větvemi, může to podpořit vznik rozpadových dutin.

Grüebler et al. (2013) ve své studii identifikovali velké dekomponované stromové dutiny u 17,1 % ze 608 ovocných stromů, přičemž z 20,9 % se jednalo o jabloně, 10,7 % o hrušně, 8,5 % o slivoně a 13,7 % o třešně. Přítomnost hnilobných dutin byla pozitivně korelována s průměrem kmene (DBH). Dalším klíčovým faktorem spojeným s výskytem rozpadových dutin byla přítomnost dutin datlů, které byly použity jako indikátory houbového rozpadu jádrového dřeva. Stromy s datlími dutinami prokázaly výrazně zvýšenou pravděpodobnost obsahu rozpadových dutin ve srovnání se stromy od datlů izolovaných.

LaMontagne a spol. (2015) zkoumali přítomnost dutin ve stromech na třech typech stanovišť (lesní oblasti, městské parky, obytné oblasti). Lesní oblasti byly definovány jako lokality s minimálním lidským zásahem, například lesní rezervace. Velké městské parky se skládaly ze stromořadí a travnatých ploch, které byly udržovány městem. Obytné oblasti zahrnovaly zeleně v ulicích. Celkem bylo prozkoumáno 1 545 stromů (520 v lesích, 506 v parcích a 519 v obytných oblastech) s průměrem ve výšce prsou (DBH) ≥ 12 cm. Zjistili, že v lesích bylo obecně více dutin, ale podíl stromů s dutinami byly v každém typu stanoviště podobné. Lesy měly výrazně vyšší hustotu stromů než parky a obytná stanoviště. S hustotou stromů jako souvisejícím faktorem byly zaznamenány významné rozdíly v hustotě vyhloubených dutin. Lesní stanoviště měla výrazně více dutin a stromů s dutinami než parky a obytná stanoviště. V rámci této studie se ukázalo, že na hustotu stromových dutin má pozitivní vliv pokryv koruny a negativní vliv délka vozovky.

Ranius et al. (2009) vytvořili model individuální simulace. Tento model byl navržen k předpovědi rozložení průměru a vývoje dutin v populacích dubů na základě dat letokruhů jednotlivých stromů. Autoři odhadli stáří, kdy začínají vznikat dutiny u dubu letního (*Quercus robur*). Ve stáří přibližně 200–300 let mělo dutiny 50 % stromů. Mezi stromy mladšími než 100 let se dutiny vyskytovaly u méně než 1 % stromů, zatímco stromy starší 400 let byly dutinami protkány všechny. Metody analýzy letokruhů na jednotlivých stromech jsou užitečné při studiích vývoje dutých stromů, neboť umožňují analýzu časové variability pro tvorbu dutých stromů mezi jednotlivými exempláři.

5 Metodika

5.1 Oblast Středočeského kraje

Středočeský kraj jako samosprávný celek se nachází v centru Čech. Je největším krajem v České republice velikostí, počtem obcí i počtem obyvatel. S rozlohou 10 928 km² pokrývá téměř 14 % celkového území ČR. Kraj obklopuje hlavní město Prahu a sousedí s téměř všemi českými kraji kromě Karlovarského a moravských krajů. Jeho území je rozčleněno na 12 okresů s 10 okresními městy. Největším okresem podle výměry je Příbram (14,3 % rozlohy kraje), zatímco nejmenším je Praha-západ (5,3 % rozlohy kraje). Ve Středočeském kraji existuje 26 správních obvodů obcí s rozšířenou působností, které se liší velikostí. Obvod s největším výměrem je Rakovník (8,2 % rozlohy kraje), zatímco nejmenším obvodem jsou Neratovice (ČSÚ ©2023).

Jižní část kraje tvoří Vlašimská a Benešovská pahorkatina, které se na západě spojují s Brdskou vrchovinou, Hořovickou pahorkatinou, Křivoklátskou vrchovinou a Džbánem. Centrum kraje zaujímá Pražská plošina. Západní část zasahuje do Rakovnické a Plaské pahorkatiny. Sever a východ kraje pokrývá Dolnooharská, Jizerská a Středolabská tabule, tvořící Středočeskou tabuli. Východní část ovlivňuje Východolabská tabule, Železné hory, Hornosázavská pahorkatina a Křemešnická vrchovina. Celé území Středočeského kraje je součástí Českého masivu, jedné z nejstarších částí evropské pevniny. Reliéf kraje je poměrně nenáročný, s rovinným severem a východem a vrchovinami na jihu a jihozápadě. Nejvyšším bodem kraje je vrchol Tok (865 m n. m.), nejnižším pak hladina Labe u Dolních Beřkovic (158 m n. m.). Odvodnění kraje zajišťuje povodí Labe a jeho přítoků směřujících do Severního moře (CENIA ©2020).

Větší část lesů ve Středočeském kraji spadá do okresů Příbram (47 %) a Rakovník (40 %), zatímco nejméně lesů najdeme v okresech Nymburk a Kolín (18 %). Z vlastnického hlediska dominuje státní vlastnictví (47 %) pod správou Lesů ČR a v menší míře Vojenských lesů a statků (vojenský újezd Brdy). Nemalý podíl (23 %) tvoří lesy ve vlastnictví fyzických osob (STC ©2023).

Středočeské lesy tvoří z 67,2 % jehličnany, nejčastěji smrky (*Picea sp.*, 34,8 %) a borovice (*Pinus sp.*, 26,5 %). Podíl smrků je zde relativně nízký a odpovídá doporučené druhové skladbě lesa pro ČR (36,5 %).

Mezi listnatými stromy převažují duby (*Quercus sp.*, 14 %) a buky (*Fagus sp.*, 5,4 %) (CENIA ©2023). Zastoupení dřevin není ideální, jelikož dubo-bukový vegetační stupeň kraje by více vyhovoval buku lesnímu, dubu zimnímu či habru obecnému (STC ©2023).

Od roku 2000 sledujeme ve Středočeském kraji, stejně jako v celé ČR, nárůst podílu listnáčů. Nejčastější věkovou kategorií lesů v roce 2020 byly porosty ve věku 81–100 let, s rostoucím zastoupením porostů ve věku 1–20 let a starších 101 let a s klesajícím zastoupením kategorie 61–80 let (CENIA ©2020).

Lesy v kraji jsou silně ovlivněny lidskou činností, a to zejména v blízkosti velkých měst, oblastí tradiční rekreace (např. Slapská přehrada, Sázava, Vltava) a dynamicky se rozvíjejících obcí v okolí Prahy. Hlavní problém představuje snaha o výstavbu či přestavbu rekreačních objektů na lesních pozemcích a výstavbu rodinných domů blíže než 50 m od hrany lesa. Taková výstavba má negativní vliv na lesní ekosystém a jeho produkční i mimoprodukční funkce a je možná pouze ve výjimečných případech v souladu se schváleným územním plánem obce (STC ©2023).

Středočeský kraj se v LPIS řadí mezi kraje s druhým nejnižším podílem ekologicky obhospodařované zemědělské půdy. Tradiční způsob hospodaření zde výrazně převažuje, podíl ekologicky obhospodařované půdy je pouze 4,4 % v roce 2020 (celková rozloha 23,3 tisíc ha). Na ekologicky obhospodařované půdě dominují trvalé travní porosty sloužící k chovu skotu, ovcí a koz. Významný je i ekologický chov koní a drůbeže (CENIA ©2020).

5.2 Sledované území

Tato diplomová práce se zaměřuje na sledování výskytu stromových dutin a druhů dřevin na Příbramsku. Ke zkoumání byly vybrány vhodné aleje s odpovídající druhovou skladbou a stářím dřevin. Vzhledem k tomu, že se stromové dutiny tvoří až s vyšším věkem stromu, mladé dřeviny byly z monitoringu vynechány. Region Příbramska byl rozdělen na čtyři části podle světových stran. Hranice oblasti tvořil okraj CHKO Brdy, silnice první třídy, břeh řeky Vltavy a katastrální území obcí.

V prvním, severovýchodním úseku oblasti Dobříšska, kde hranice tvořila CHKO Brdy, katastrální území Nového Knína a obce Obory až po silnici 1. třídy č. 18, bylo zmapováno sedmnáct úseků. Druhá, východozápadní oblast byla ohraničena silnicí č. 18, řekou Vltavou a katastrálními územími obcí Solenice a Pečice.

Tato oblast zahrnovala deset katastrálních území, na kterých bylo zkoumáno patnáct úseků stromových alejí. Třetí část mapovaného území leží v jihozápadní části okresu Příbramska. Hranice tvoří obce Pečice, Mirovice, Březnice, Tochovice a Milín. Na tomto území bylo zkoumáno jedenáct alejí. Čtvrtý úsek vede západně a severně od silnice č. 174, po hranici CHKO Brdy a město Rožmitál pod Třemšínem a bylo v něm zmapováno osm úseků (*Příloha 1*).

Celkem bylo zkoumáno 51 stromových úseků. Úseky byly vybírány s ohledem na vyváženost kritérií pro jednotlivé aleje, včetně druhové skladby stromových alejí, nadmořské výšky, formy managementu, vzdálenosti od lesů nebo obcí.

5.3 Sběr dat

V období od začátku září do konce října 2023 probíhal podrobný výzkum alejí. Zaměřil se na aleje v otevřené krajině, s vynecháním lesů a obytných oblastí. Délka každé aleje stanovená na 100 metrů byla změřena pomocí GPS navigace. Zaznamenány byly také vzdálenosti od nejbližších lesů a obytných zón, a dále nadmořská výška dané aleje. Všechna takto získaná data byla následně zakreslena do mapy (ČÚZK ©2022) a barevně rozlišena podle typu aleje (ovocná, smíšená, neovocná). Aleje s mladými stromky byly z výzkumu vynechány, s výjimkou těch, které nahradily stromy pokácené v nedávné době. Sbíraná data byla následně digitalizována a podrobena statistické analýze. Metodika sledování dřevin a dutin byla podobná té, kterou použil Suchomel (2022) při studiu starých ovocných sadů v Praze, a následně ji upravila pro svou práci Sovová (2023) při monitoringu stromových dutin ovocných alejí na Rokycansku.

5.4 Posuzované charakteristiky zkoumaných stromořadí

5.4.1 Aleje

U každé jednotlivé aleje byl popisován souhrn následujících znaků: počet stromů, druh dřeviny, stav okolního managementu, délka stromořadí, nadmořská výška, druh okolního stanoviště, vzdálenost od intravilánu obcí a lesů.

- **Počet stromů** – minimální počet kmenů v aleji byl stanoven na 10 ks na jeden 100m úsek. Monitorován byl obvykle střed tohoto úseku.
- **Číslo** (Id – identifikační kód) aleje – každé jednotlivé stromořadí dostalo své specifické (pořadové) číslo (01, 02, atd.).

- **Typ dřeviny** – rozlišovány byly tři typy dřeviny: ovocné, neovocné a smíšené druhy listnatých stromů.
- **Údržba aleje a okolí (management)** – probíhalo sledování stavu zeleně, křovin a dřevin v jednotlivých alejích. Bylo hodnoceno, zda je daná alej udržovaná (pravidelná prořezávka nebo sečení zeleně), či neudržovaná.
- **Nadmořská výška** – u každého úseku aleje v rámci projektu byla změřena pomocí aplikace Mapy.cz
- **Management** – zde bylo zaznamenáno, zda se v sousedství aleje nachází pole nebo louka.
- **Vzdálenost** – vzdálenost aleje od lesní plochy a intravilánu obce byla měřena pomocí GPS. Měření probíhalo od středu aleje k okraji daného objektu v kilometrech (km).

5.4.2 Dřeviny

Zde byly u každé jednotlivé dřeviny hodnoceny tyto stromové veličiny: druh dřeviny, rod stromu, tloušťka (DBH), vitalita, věk, výška, zápoj kořenového patra, celistvost koruny, výskyt prohlubní a dutin.

- **Id stromu:** Tento kód tvoří posloupnou řadu jednotlivých za sebou jdoucích stromů v každé jednotlivé aleji (číslo aleje + číslo stromu).
- **Klasifikace dřeviny:** u této kategorie rozlišujeme ovocnou a neovocnou dřevinu.
- **Druh stromu:** přiřazení stromu do kategorie rodu, např. jabloň (Malus) nebo hruška (Pyrus).
- **DBH:** průměr kmene ve výčetní (prsni) výšce měřený lesnickou průměrkou v centimetrech (cm). Průměr kmene ve výšce prsou byl v této práci nazýván zkratkou DBH z anglického „diameter at breast height“.
- **Vitalita stromu:** byl monitorován zdravotní stav stromů a každý strom zařazen do jedné ze tří skupin: zdravý, proschlý a odumřelý strom.
- **Věk:** dřeviny lze rozdělit do pěti kategorií.

1. Mladý strom (nedávno vysazen, s tenkým kmenem).
2. Strom v období dospívání (větší strom, který začíná produkovat).
3. Plně dospělý strom (s robustním kmenem, mnoha větvemi a na vrcholu své produkce).
4. Starý strom (s viditelnými známkami stárnutí na koruně a kmeni).
5. Mrtvý strom.

- **Odhadována výška** stromu: pro nižší stromy byla výška odhadnuta pomocí měřicí latě, zatímco u vyšších stromů byl použit prostý odhad v metrech (m).
- **Odhadována výška** stromu: pro nižší stromy byla výška odhadnuta pomocí měřicí latě, zatímco u vyšších stromů byl použit prostý odhad v metrech (m).
- **Zápoj keřového patra**: procentuální pokrytí keřového patra vyjadřuje, jaký podíl plochy v daném místě zaujímají křoviny. Měří se v okruhu jednoho metru okolo kmene dřeviny a zahrnuje rostliny vysoké od 1 do 5 metrů.

1. 0-20 %,
2. 20-40 %,
3. 40-60 %,
4. 60-80 %,
5. 80-100 %.

- **Celistvost koruny**: stav koruny dřeviny byl hodnocen na základě její neporušenosti. Neporušená (celistvá) koruna byla označena symbolem "1", zatímco porušená (poškozená) koruna symbolem "0".

5.4.3 Dutiny

U každé stromové dutiny byly zaznamenány následující vlastnosti:

- **Výskyt stromových dutin, prohlubní a dutinových otvorů:**
 1. Výskyt **dokončených dutin**: Zde byl sledován počet dokončených dutin v kmenech stromů, ať už vyhloubených ptactvem, nebo vzniklých přirozeně. Pro účely této studie definujeme dokončené dutiny jako dutiny s hloubkou 10 cm a průměrem větším než 3,5 cm.
 2. Výskyt **nedokončených dutin** (prohlubní): Zde byl sledován výskyt nedokončených dutin v kmenech a větvích stromů. Nedokončená dutina v kmeni nebo větvi stromu má průměr $\geq 3,5$ cm a vzniká přirozeně (zraněním, rozpadem dřeva) nebo vyhloubením ptactvem (sběr potravy, nedokončená hnízdní dutina).
 3. Výskyt **dutinových otvorů**: Zde byl sledován výskyt dutinových otvorů na stromě. V případě, že více otvorů vede do jedné dutiny, zaznamenává se pouze jedna dutina a počet otvorů vedoucích do ní je evidován zvlášť.
- **Identifikační číslo (Id)**: Každé dutině bylo přiřazeno identifikační číslo, skládající se z evidenčního čísla aleje, stromu a dutiny.
- **Typ** vzniku stromové dutiny: Dutiny byly rozděleny na vytesané (V – vytvořené lidskou činností), nebo přirozené (P – vzniklé rozpadem dřeva nebo úrazem dřeviny).
- **Výška** dutinového otvoru: Tato výška byla měřena v metrech (m) od země až po spodní hranu dutinového otvoru. Ve vyšších polohách byla výška odhadnuta.
- **Průměr** dutinového otvoru: U přístupných dutinových otvorů byl průměr měřen v centimetrech (cm). V případě vyššího umístění, kde nebylo přímé měření možné, byl průměr odhadován.
- **Orientace** dutinového otvoru: Zde byla zaznamenána orientace otvoru vzhledem k světovým stranám (S, J, Z, V).

5.5 Metodika analýzy dat

Data nasbíraná v alejích byla použita pro hodnocení součtu dokončených dutin. Analýza byla provedena na třech úrovních: úrovni aleje, úrovni stromu a úrovni dutiny. Při statistickém testování byly brány v úvahu jen dokončené dutiny (vyhloubené, přirozené).

Počty dutin byly podrobeny testování v závislosti na různých faktorech. Provedené analýzy umožnily hodnocení vazeb mezi výskytem stromových dutin a dalšími faktory, jako jsou prostředí alejí či vlastnosti jednotlivých stromů.

Data byla analyzována v softwaru R ve verzi 4.3.2 s názvem 'Eye Holes'. Po ověření normality rozdělení dat byl jako statistická metoda zvolen Shapiro-Wilkův test. Vzhledem k převaze dat s nenormálním rozdělením byly pro testování významnosti rozdílů mezi skupinami upřednostněny neparametrické testy. Posouzení závislosti mezi proměnnými bylo prováděno pomocí Spearmanova korelačního koeficientu.

V případě identifikace statisticky významných rozdílů podle Kruskal-Wallisova testu následovalo mnohonásobné porovnání pomocí Fischerova LSD testu. Hladina významnosti pro všechny testy byla stanovena na úrovni $P = 0,05$.

Dále proběhla analýza GLM modelu s distribuční Poisson nebo s jinými distribučními modely. Proměnné s $Pr(\text{Chi})$ hodnotou menší než 0,05 byly považovány za signifikantní. Tyto statisticky významné a nevýznamné hodnoty byly prezentovány v tabulkách.

Další data prošla analýzou v programu Excel, která zahrnovala popisnou statistiku a grafické znázornění. Grafy vycházely z přepočítaných dat a prezentovaly je buď jako podílové zastoupení v procentech, nebo jako průměrné hodnoty. Tato forma analýzy se zaměřila především na stromy a dutiny. Grafické výstupy jasně ukazovaly podíl dutin a stromů v procentech nebo v průměrných hodnotách.

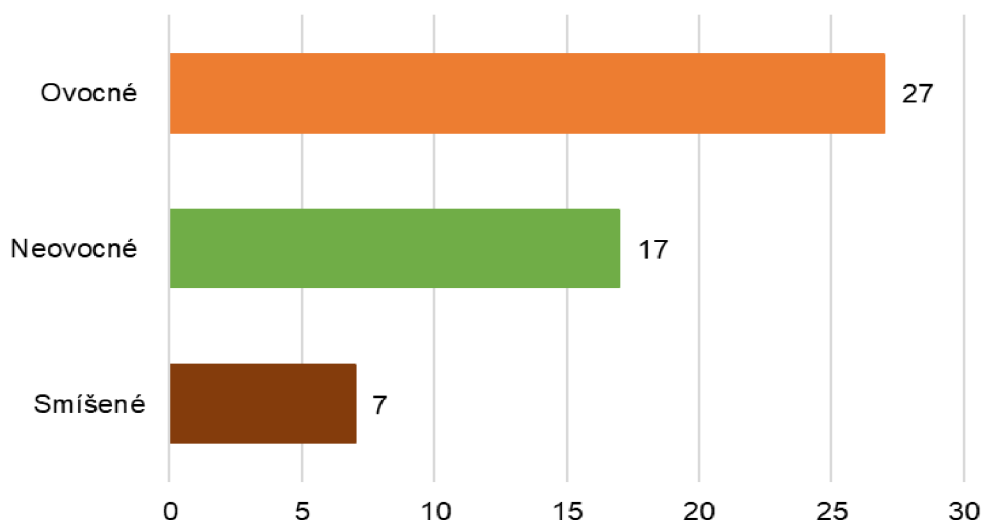
6 Výsledky

Výzkumný projekt zahrnoval hodnocení výsledků na třech úrovních. V první fázi bylo analyzováno 51 alejí, v rámci kterých bylo identifikováno celkem 318 dutin, a to jak dokončených, tak nedokončených. Podrobnějšímu hodnocení pak bylo podrobena 115 dutin splňujících definici dokončené dutiny.

6.1 Aleje

V oblasti Příbramska proběhlo zkoumání 51 liniových stromořadí, tzv. alejí. Pro potřeby výzkumu byly aleje rozděleny do tří kategorií dle typu dřevin: ovocné, neovocné a smíšené. Nejvyšší podíl, 53 %, měly aleje s ovocnými dřevinami. Následovaly neovocné aleje s 33 % a smíšené aleje s necelými 14 % (Obrázek 1).

Obrázek 1 – Zkoumané aleje na Příbramsku (n=51)

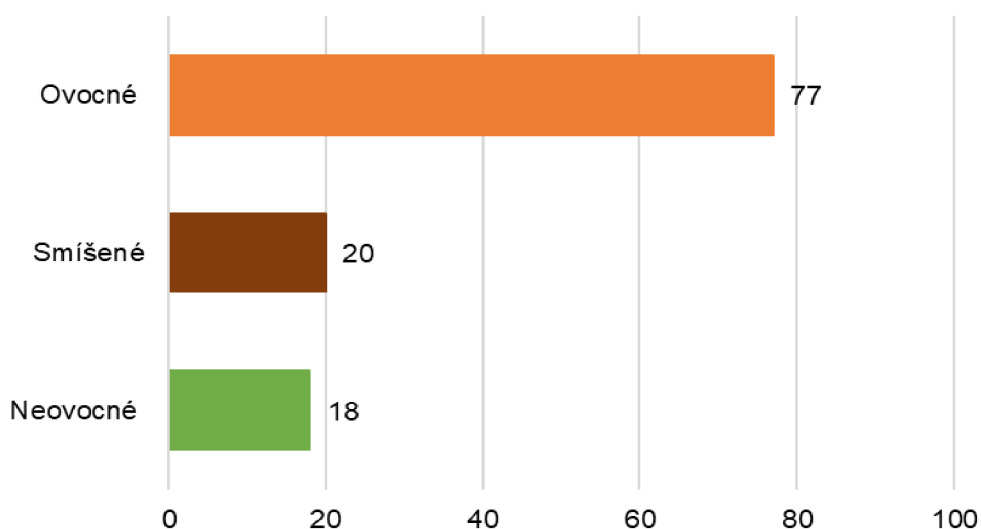


6.1.1 Četnost výskytu dutin v závislosti na typu aleje

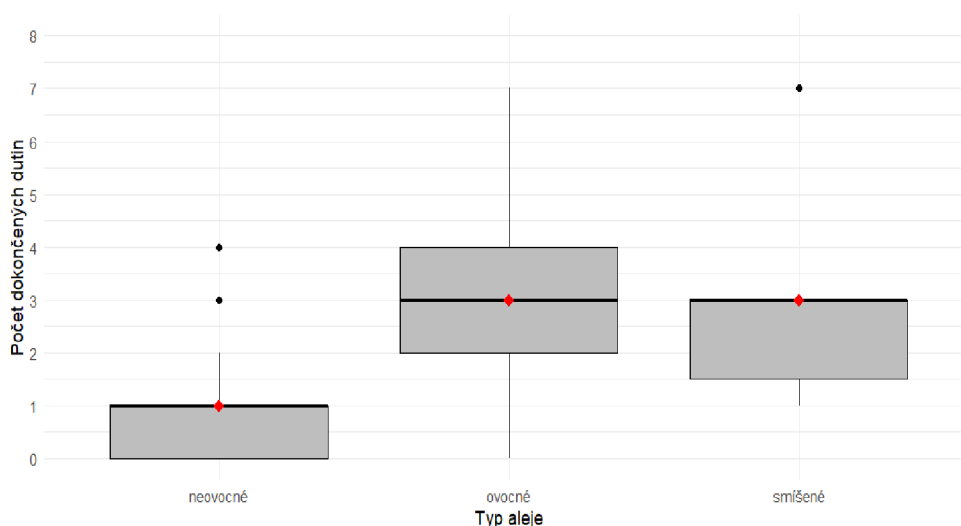
Z provedené analýzy vyplývá, že dokončené dutiny se statisticky významněji vyskytovaly v alejích ovocných dřevin. V těchto alejích bylo nalezeno celkem 77 dutin z celkových 115, tzn. 67 %. Následovala kategorie smíšených alejí s 20 nalezenými dutinami a neovocné aleje s 18 dutinami (Obrázek 2).

V rámci zkoumaných alejí dosáhl nejvyšší počet dutin hodnoty 7, a to jak v ovocných, tak i ve smíšených alejích. V alejích s neovocnými dřevinami byl nejvyšší počet nalezených dutin 4. Průměrný počet dutin na alej byl nejvyšší v ovocných alejích (2,9), následován smíšenými (2,75) a neovocnými (0,9). Medián u ovocných a smíšených alejí byl 3, u neovocných alejí pak 1 (Obrázek 3).

Obrázek 2 – Počet dutin v jednotlivých typech alejí (n=51)



Obrázek 3 – Počet dutin v alejích v závislosti na typu dřeviny (n=77/18/20)



Pomocí analýzy rozptylu (ANOVA) byl prokázán statisticky významný rozdíl mezi jednotlivými typy alejí v počtu dokončených dutin na hladině významnosti 0,05 ($P=0,001$). Kompletní výsledky modelu jsou uvedeny v tabulce (Tabulka 1). Následná analýza provedená pomocí Tukeyho HSD testu dále ukázala, že existují signifikantní rozdíly ve výskytu dokončených dutin mezi některými páry zkoumaných typů alejí. Konkrétně byl zaznamenán statisticky významný rozdíl v počtu dokončených dutin mezi alejemi s ovocnými a neovocnými dřevinami na hladině významnosti 0,05 ($P=0,001$). Kompletní výsledky modelu jsou uvedeny v tabulce (Tabulka 2). Tento výsledek naznačuje, že typ aleje významně ovlivňuje přítomnost dutin.

Tabulka 1 – Přehledová tabulka lineárního modelu `model_anova <- aov(Poččet_dutin ~ Typ_aleje, data = Typy_A)` ukazuje průkazný rozdíl mezi různými typy alejí (n=51)

Proměnná	Df	Dev. Resid.	Residuální Df	Residuální Dev.	Pr(>Chi)
Typ_aleje	2	22.669	48	68.779	>0.001

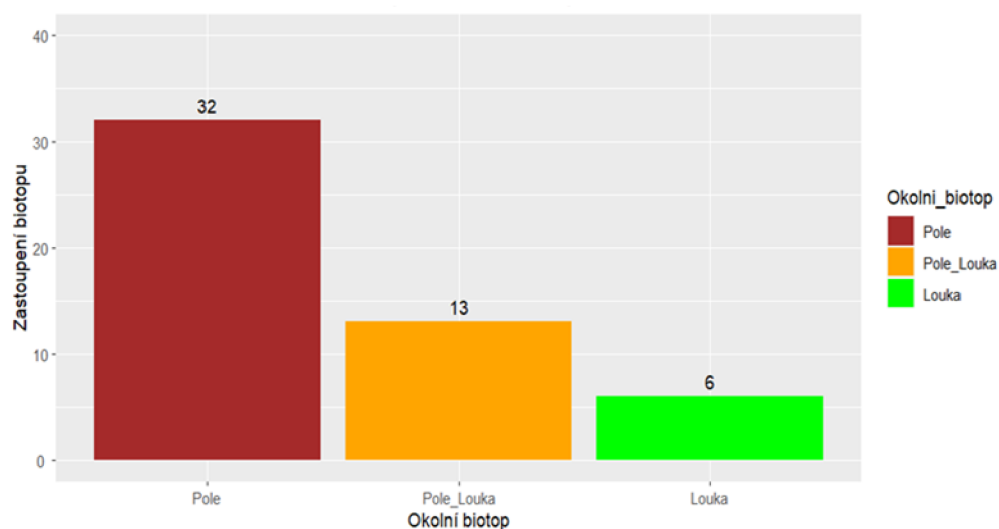
Tabulka 2 – Porovnání typů alejí s početností dokončených dutin, průkazný efekt zvýrazněn tučně (n=51)

Tukey HSD	diff	lwr	upr	P – hodnota
Ovocné – neovocné	1.984	0.735	3.234	0,001
Smišené – neovocné	1.916	0.104	3.728	0.036
Smišené – ovocné	-0.069	-1.781	4.643	0.995

6.1.2 Četnost výskytu dutin v závislosti na okolním biotopu aleje

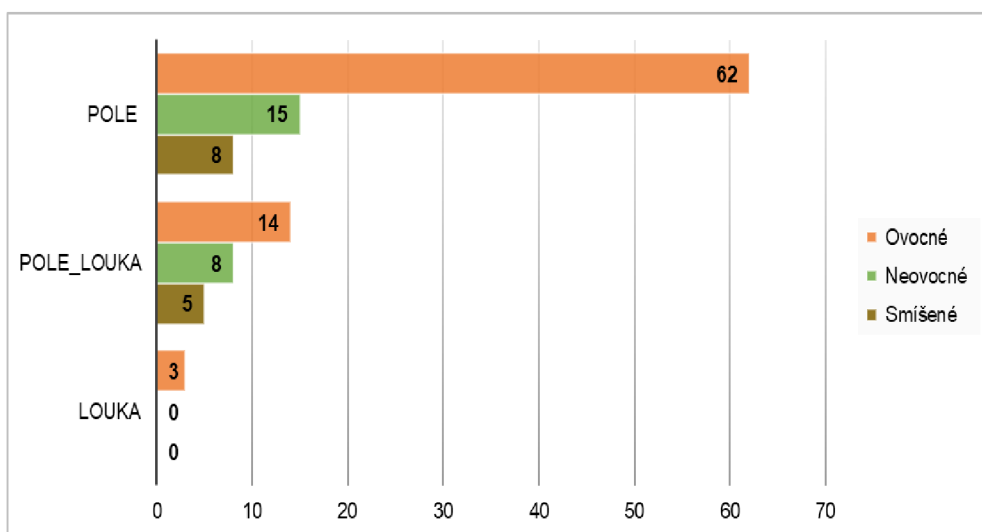
Z analýzy dat vyplynulo, že nejčastějším biotopem sousedícím s alejemi bylo pole, a to s podílem 63 %. Druhým nejčastějším typem biotopu byla kombinace pole a louky, která se vyskytla u 25 % alejí, a to zejména u těch oboustranných. Zbývajících 12 % alejí sousedilo s loukami (Obrázek 4).

Obrázek 4 – Okolní biotop (n=51)



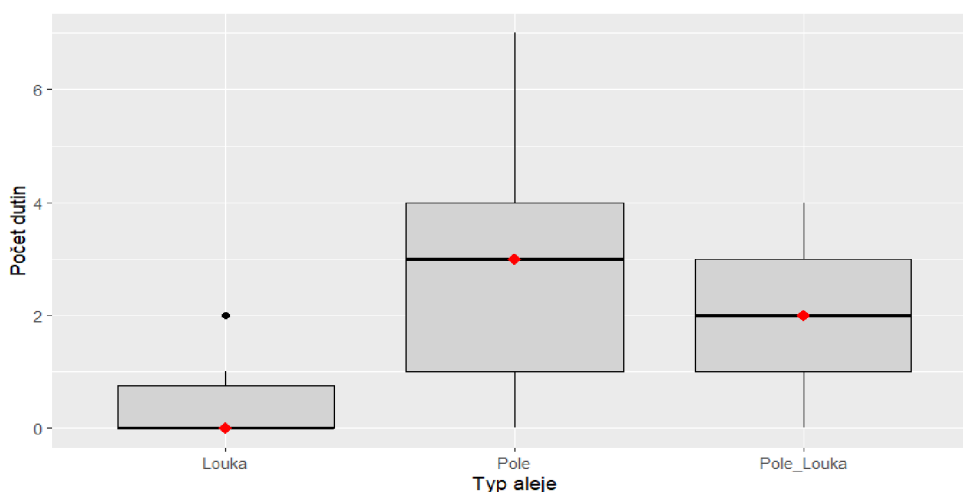
Analýza sousedních biotopů u stromů s dutinami v alejích ukázala závislost na typu aleje. V případě ovocných alejí s dutinami dominovala pole s 78 % výskytem, zatímco luční biotopy se vyskytovaly pouze ve 4 % případů. Naopak, louky nebyly vůbec zaznamenány u sledovaných výskytů dokončených stromových dutin v dřevinách neovocných a smíšených alejí. V oblastech ovocných a smíšených alejí s dutinami taktéž převládala pole (Obrázek 5).

Obrázek 5 – Dokončené dutiny ve vztahu k okolnímu biotopu (n=51)



Podrobnější analýza okolního biotopu stromů s dutinami v alejích potvrdila dominantní vliv polí na výskyt dokončených dutin. Průměrný počet dutin v alejích obklopených polem dosáhl 2,7 dutiny s mediánem 3. Aleje sousedící s kombinací pole a louky vykazovaly průměrný počet dokončených dutin 2,1 s mediánem 2. Nejmenší průměrný počet dokončených dutin 0,5 s mediánem 0 byl zaznamenán u stromů obklopených loukou (Obrázek 6).

Obrázek 6 – Vztah počtu dutin a okolního biotopu (n= 51)



Provedený statistický test potvrdil významné rozdíly ve vztahu mezi počtem dokončených dutin ve stromových alejích a jejich okolním biotopem. Bylo dosaženo vysoké hladiny 0,05 ($P < 0,001$) této statistické významnosti, což svědčí o silné závislosti mezi proměnnými. Kompletní výsledky modelu jsou uvedeny v tabulce (Tabulka 3).

Tabulka 3 – Přehledová tabulka zobecněného lineárního modelu $lm(\text{Pocet_dutin} \sim \text{Okolni_biotop}, \text{family}=\text{poisson})$ ukazuje průkazný rozdíl vlivu četnosti porostu alejí na počet dutin ($n=51$)

Proměnná	Df	Dev. Resid.	Residuální Df	Residuální Dev.	Pr(>Chi)
Okol_biotop	2	15.077	43	46.328	>0.001

Mnohonásobným porovnáním byl identifikován signifikantní rozdíl v počtu dokončených dutin mezi okolními biotopy, přičemž tento statistický význam byl dosažen na hladině významnosti 0,05 ($P=0,025$). Kompletní výsledky Tukeyho testu jsou uvedeny v tabulce (Tabulka 4). Tyto výsledky naznačují, že rozptyly počtu dokončených dutin se liší podle různých typů okolního biotopu.

Tabulka 4 – Mnohonásobné porovnání okolního biotopu s četností dokončených dutin, průkazný efekt zvýrazněn tučně ($n=51$)

Tukey HSD	diff	lwr	upr	P – hodnota
Pole – Louka	2.156	0.231	4.081	0.025
Pole_louka – Louka	1.577	-0.559	3.713	1.185
Pole_louka – Pole	-0.579	-2.002	0.844	0.59

6.1.3 Četnost výskytu dutin v závislosti na vlivu managementu aleje

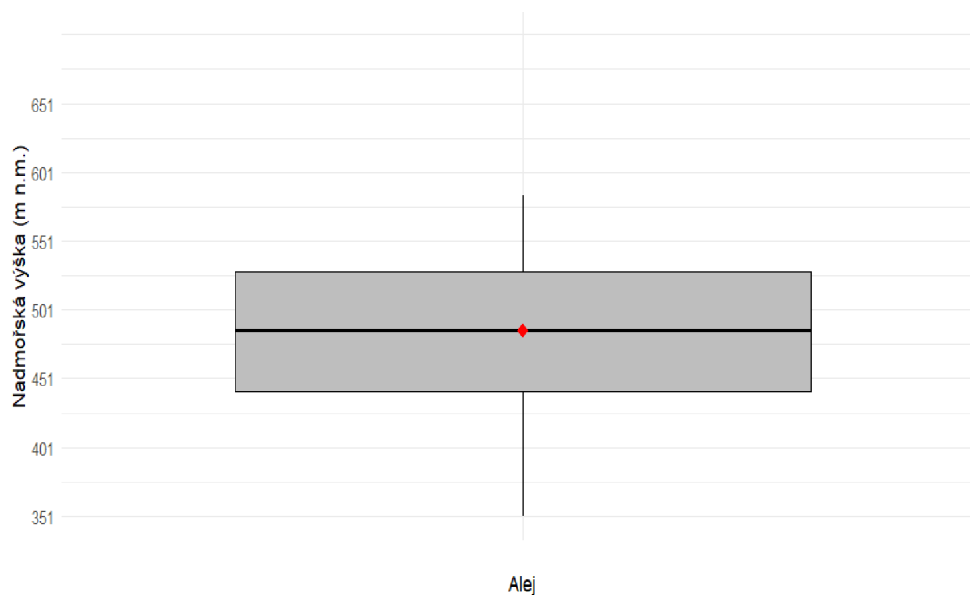
Z analýzy 51 sledovaných alejí můžeme s jistotou konstatovat, že pouze v pěti případech se neprováděla pravidelná údržba a management. Takovéto neudržované aleje představují spíše výjimku, drtivá většina jich vykazovala znaky pravidelné péče. V naprosté většině případů byly pozorovány různé formy managementu, ať už se jednalo o kosení travnatých ploch, prořezávání větví stromů, nebo údržbu keřového patra.

6.1.4 Četnost výskytu dutin v závislosti na nadmořské výšce aleje

Průměrná nadmořská výška 51 zkoumaných alejí se pohybovala okolo 484,5 m n. m. Nejnižše položená alej se nacházela v nadmořské výšce 340 m n. m., zatímco nejvyšší dosáhla 555 m n. m.

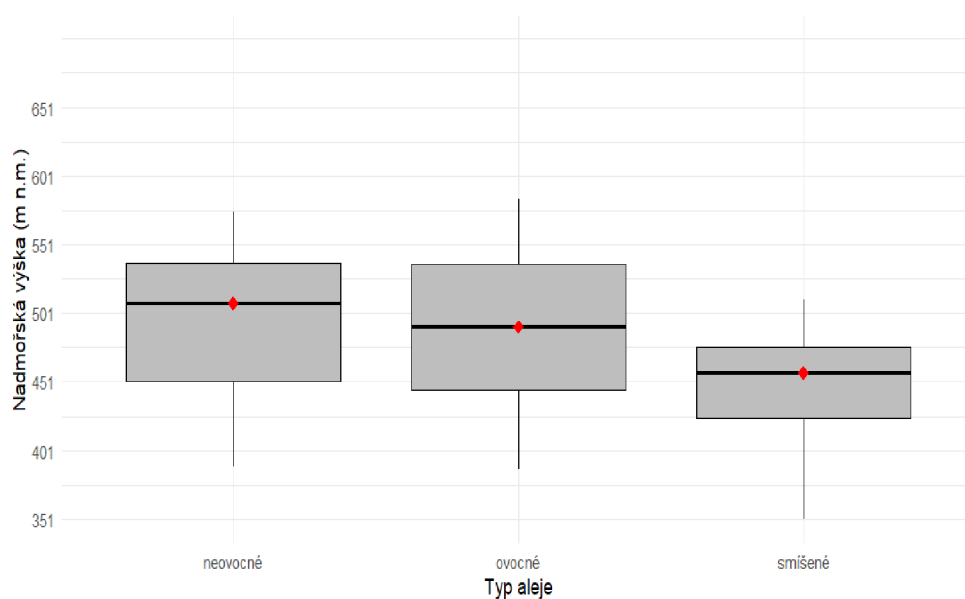
Kvartilové rozpětí nadmořských výšek alejí se pohybovalo od 434 m n. m. do 534 m n. m., což značí, že polovina všech alejí se nacházela v tomto intervalu. Mediánová hodnota nadmořské výšky alejí byla 486 m n. m. (Obrázek 7).

Obrázek 7 – Nadmořská výška (n=51)



Průměrná nadmořská výška neovocných alejí se pohybovala okolo 495 m n. m. s mediánem 508 m n. m. Nejnižše položená neovocná alej se nacházela ve výšce 389 m n. m., nejvyšší pak 575 m n. m. Ovocné aleje dosahovaly průměrné výšky 487 m n. m. a mediánu 491 m n. m. Nejnižše položená ovocná alej byla ve výšce 387 m n. m., nejvyšší pak 584 m n. m. Smíšené aleje měly průměrnou výšku 446 m n. m. a medián 458 m n. m. Nejnižší smíšená alej se nacházela ve výšce 351 m n. m., nejvyšší pak 511 m n. m. (Obrázek 8).

Obrázek 8 – Průměrná nadmořská výška v závislosti na typu aleje (n=51)



Tabulka 5 – Přehledová tabulka zobecněného lineárního modelu $glm(\text{Pocet_dutin} \sim \text{Nadm_v}, \text{family}=\text{poisson})$ neukazuje průkazný rozdíl vlivu nadmořské výšky na počet dutin ($n=51$)

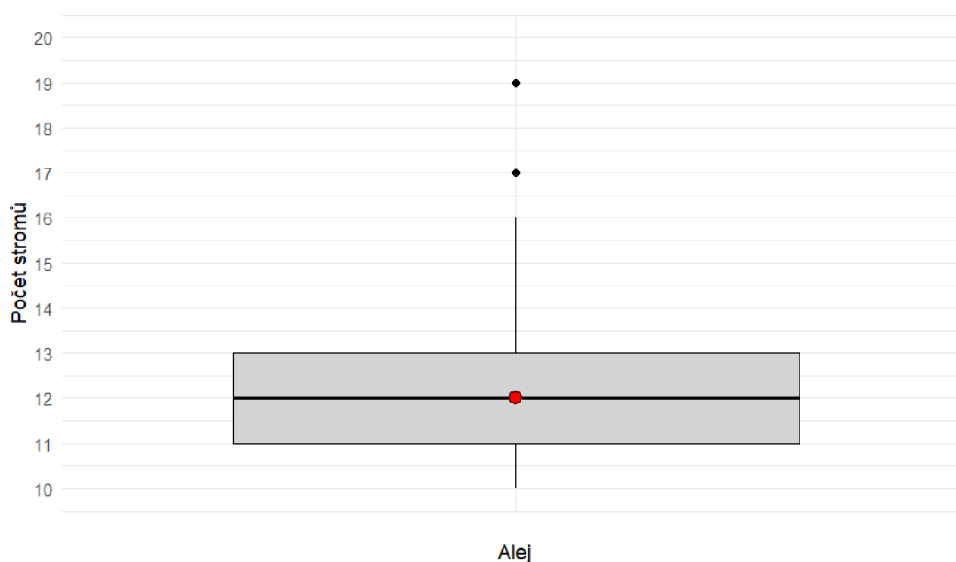
Proměnná	Df	Dev. Resid.	Residuální Df	Residuální Dev.	Pr(>Chi)
Nadm_v	1	1.056	46	63.772	0.304

Po provedení testovací statistiky vlivu nadmořské výšky na výskyt dokončených dutin na hladině významnosti 0,05 ($P=0,304$) bylo zjištěno, že není signifikantní závislost mezi počtem dokončených dutin a nadmořskou výškou zkoumaných alejí. Kompletní výsledky modelu jsou uvedeny v tabulce (Tabulka 5). To znamená, že z nasbíraných dat nemáme dostatek důkazů, abychom potvrdili, že se počet dokončených dutin mění v závislosti na nadmořské výšce.

6.1.5 Četnost výskytu dutin v závislosti na početnosti stromů v aleji

Během sledování alejí byly analyzovány úseky o délce 100 m, kde byla stanovena minimální hustota stromů na úrovni 10 ks na 100 m. V rámci této analýzy byly identifikovány úseky s nejnižším počtem 10 stromů a nejvyšším počtem 19 stromů na 100 m. Rozpětí kvartilů pro hustotu stromů na daných úsecích se pohybovalo od 11 do 13 stromů na 100 m. (Obrázek 9).

Obrázek 9 – Průměrná hustota porostu v aleji ($n=51$)



Na základě statistického testu s hladinou významnosti 0,05 ($P=0,128$) můžeme s jistotou prohlásit, že neexistuje statisticky významná závislost mezi hustotou porostu a počtem dokončených dutin. Jinými slovy, s rostoucí hustotou porostu se počet dokončených dutin prakticky nemění. Tento výsledek naznačuje, že z nasbíraných dat nemáme dostatek důkazů k tvrzení, že mezi těmito dvěma proměnnými existuje signifikantní vztah (viz Tabulka 6).

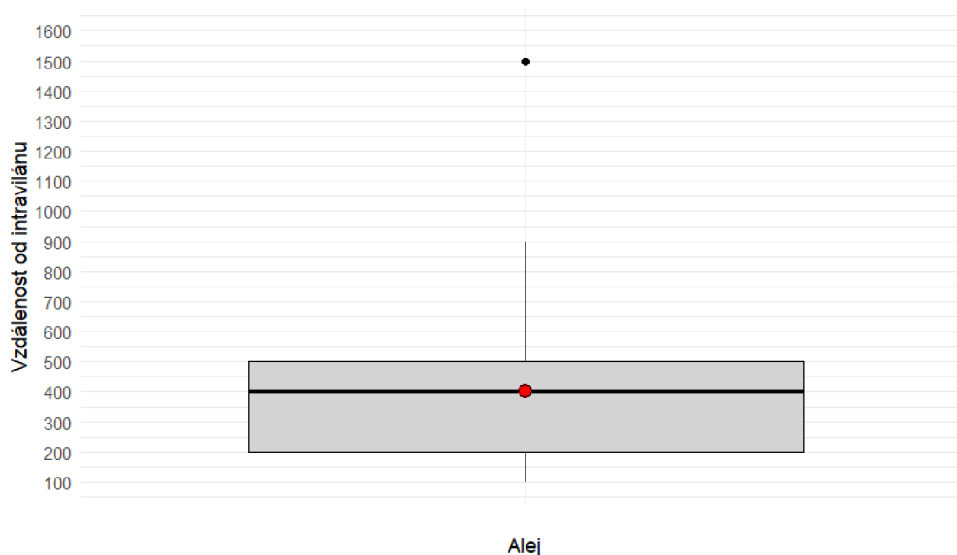
Tabulka 6 – Přehledová tabulka zobecněného lineárního modelu $glm(\text{Pocet_dutin} \sim \text{Hust_porost}, \text{family}=\text{poisson})$ neukazuje průkazný rozdíl vlivu hustoty porostu alejí na počet dutin ($n=51$)

Proměnná	Df	Dev. Resid.	Residuální Df	Residuální Dev.	Pr(>Chi)
Husto_poro	1	2.317	45	61.405	0.128

6.1.6 Četnost výskytu dutin v závislosti na vzdálenosti od intravilánu

Vzdálenost alejí od intravilánu, zastavěné části obce, byla měřena od středu daného úseku. Průměrná vzdálenost zkoumaných alejí od intravilánu činila 430 m. Medián byl 400 m. Nejmenší naměřená vzdálenost od intravilánu byla 100 a největší 1 500 m. Rozsah kvartilu se pohyboval od 200 do 500 m (Obrázek 10).

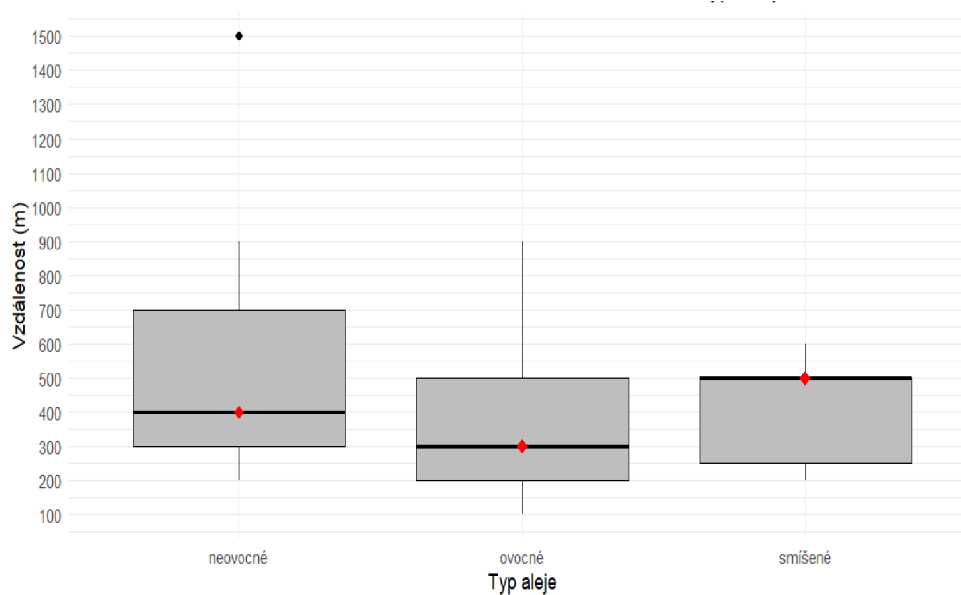
Obrázek 10 – Vzdálenost monitorovaných alejí od intravilánu ($n = 51$)



Průměrná vzdálenost alejí od intravilánu se v rámci jednotlivých typů alejí lišila. Celkově činila 440 m, s minimální vzdáleností 170 m a maximální 1 000 m. Průměrný rozsah kvartilů se pohyboval od 250 do 570 m (Obrázek 11).

Analýza dat potvrdila, že počet dokončených stromových dutin významně nesouvisí se vzdáleností aleje od intravilánu obce. Celkový regresní model nedosáhl statistické významnosti 0,05 ($P=0.297$). Tento výsledek nepřináší dostatek důkazů, že existuje signifikantní vztah mezi těmito dvěma proměnnými. Kompletní výsledky modelu jsou uvedeny v tabulce (Tabulka 7).

Obrázek 11 – Průměrná vzdálenost od intravilánu v závislosti na typu aleje (n=51)



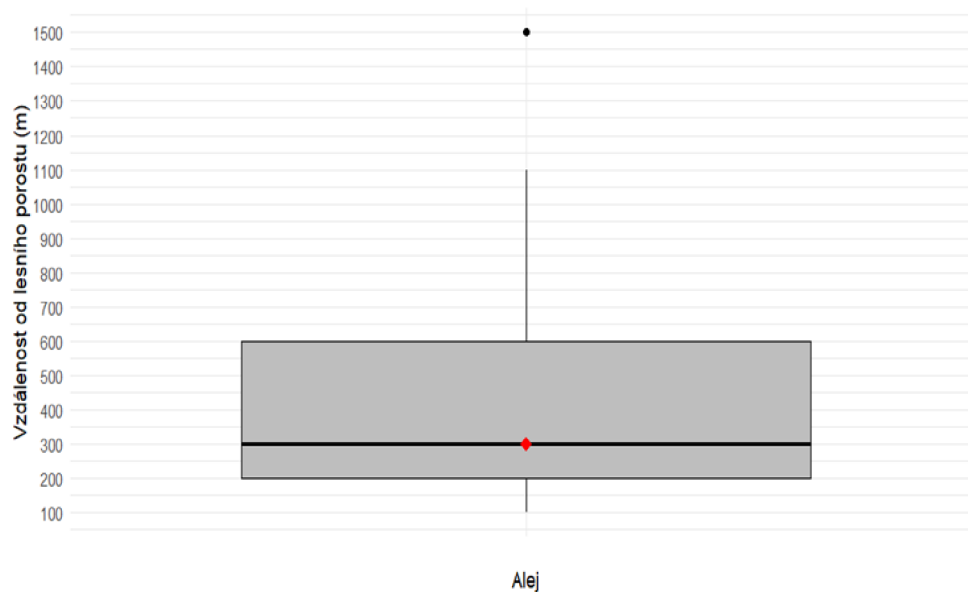
Tabulka 7 – Přehledová tabulka zobecněného lineárního modelu $glmb(Pocet_dutin \sim Vzdal_inv, family=poisson)$ neukazuje průkazný rozdíl vlivu hustoty porostu alejí na počet dutin (n=51)

Proměnná	Df	Dev. Resid.	Residuální Df	Residuální Dev.	Pr(>Chi)
Vzdal_inv	1	1.087	41	45.233	0.297

6.1.7 Četnost výskytu dutin v závislosti na vzdálenosti od lesa

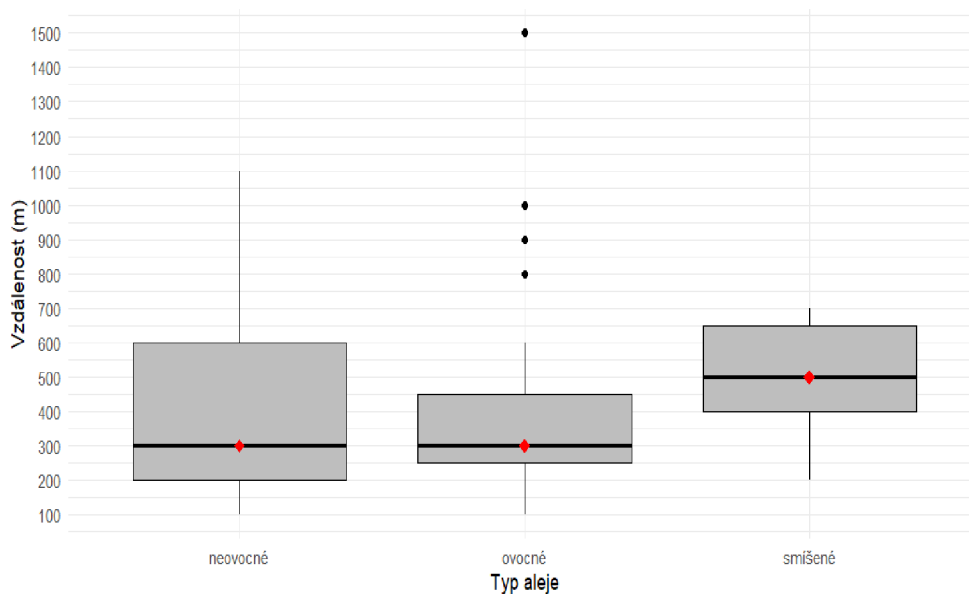
Vzdálenost alejí od lesního porostu byla měřena od středu daného úseku. Průměrná vzdálenost zkoumaných alejí od lesa činila 430 m. Nejmenší naměřená vzdálenost byla 100 m a největší 1 500 m. Polovina alejí se nacházela v rozmezí 200 až 500 m od lesního porostu (Obrázek 12).

Obrázek 12 – Vzdálenost monitorovaných alejí od lesních porostů (n=51)



Aleje s dřevinami se nacházely v průměru 446 m od lesa. Minimální vzdálenost od lesa byla 266 m a maximální 1 100 m. Polovina alejí se nacházela v rozmezí 283 až 567 m od lesa. Průměrná vzdálenost alejí od lesa se lišila v závislosti na typu aleje a pohybovala se mezi 420 a 500 m (Obrázek 13).

Obrázek 13 – Průměrná vzdálenost od lesa v závislosti na typu aleje (n=51)



Analýza dat potvrdila, že počet dokončených stromových dutin významně nesouvisí s vzdáleností aleje od lesa. Celkový regresní model nedosáhl statistické významnosti 0,05 ($P=0.297$). Nelze tedy tvrdit, že z nasbíraných dat máme dostatek důkazů pro existenci signifikantního vztahu mezi těmito dvěma proměnnými. Kompletní výsledky modelu jsou uvedeny v tabulce (Tabulka 8).

Tabulka 8 – Přehledová tabulka zobecněného lineárního modelu $glm(\text{Pocet_dutin} \sim \text{Vzda_les}, \text{family}=\text{poisson})$ neukazuje průkazný rozdíl vlivu hustoty porostu alejí na počet dutin (n=51)

Proměnná	Df	Dev. Resid.	Residuální Df	Residuální Dev.	Pr(>Chi)
Vzda_les	1	0.008	42	46.320	0.929

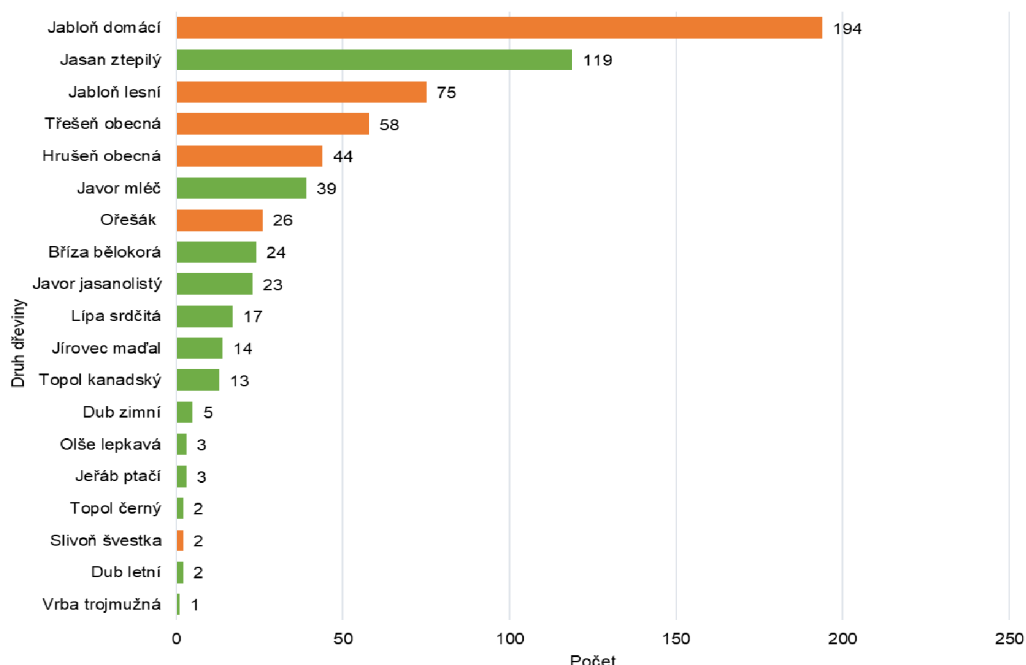
Spearmanův test korelace zaměřený na ověření vztahu mezi proměnnými ukázal, že P-hodnota dosáhla hodnoty 0.832, což výrazně přesahuje stanovenou hladinu významnosti 0.05. Tento výsledek potvrzuje, že nemáme dostatek důkazů pro zamítnutí nulové hypotézy o absenci korelace.

6.2 Dřeviny

6.2.1 Četnost výskytu dutin v závislosti na druhu dřeviny

Do výzkumu bylo celkem zahrnuto 664 dřevin, konkrétně 6 druhů ovocných a 12 druhů neovocných. V monitorovaných úsecích byly dominantní ovocné dřeviny, především jabloň domácí (*Malus domestica*) s podílem 29 %, jabloň lesní (*Malus sylvestris*) s 11,3 %, třešeň obecná (*Prunus avium*) s 8,7 %. Mezi neovocnými dřevinami se nejvíce vyskytoval jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) s 17,9 %, javor mléč (*Acer platanoides*) s 5,9 %, bříza bělokorá (*Betula pendula*) s 3,6 %. Detailní přehled zkoumaných druhů dřevin je zobrazen v následujícím grafu (Obrázek 14).

Obrázek 14 – Přehled výskytu dřevin (n=664)

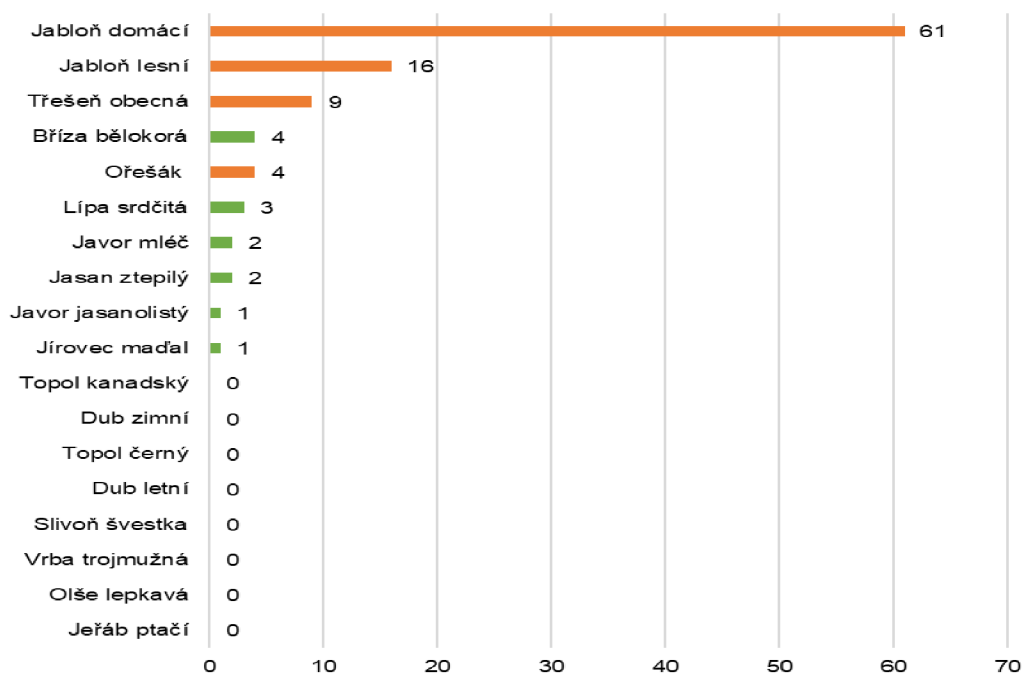


Z celkového počtu 115 dokončených dutin bylo 100 (87 %) přirozených, zatímco pouze 15 (13 %) bylo uměle vyhloubených. Podíl dokončených dutin v různých druzích stromů se lišil, přičemž nejvíce (53,4 %) bylo nalezeno v jabloni domácí (*Malus domestica*), následováno jabloní lesní (*Malus sylvestris*) se 14 %. Hrušně obecné (*Pyrus communis*) obsahovaly 10 % dutin, třešně obecné (*Prunus avium*) 7,8 % a ořešák královský (*Juglans regia*) 3,5 %.

Významně nižší procento dutin bylo zaznamenáno v ostatních druzích stromů, přičemž v některých, jako je dub letní (*Quercus robur*), dub zimní (*Quercus petraea*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), topol bílý (*Populus alba*) a dub letní (*Quercus robur*), nebyly nalezeny vůbec žádné dutiny.

Detailní přehled zkoumaných druhů dřevin je zobrazen v následujícím grafu (Obrázek 15).

Obrázek 15 – Výskyt dokončených dutin v jednotlivých dřevinách (n=115)



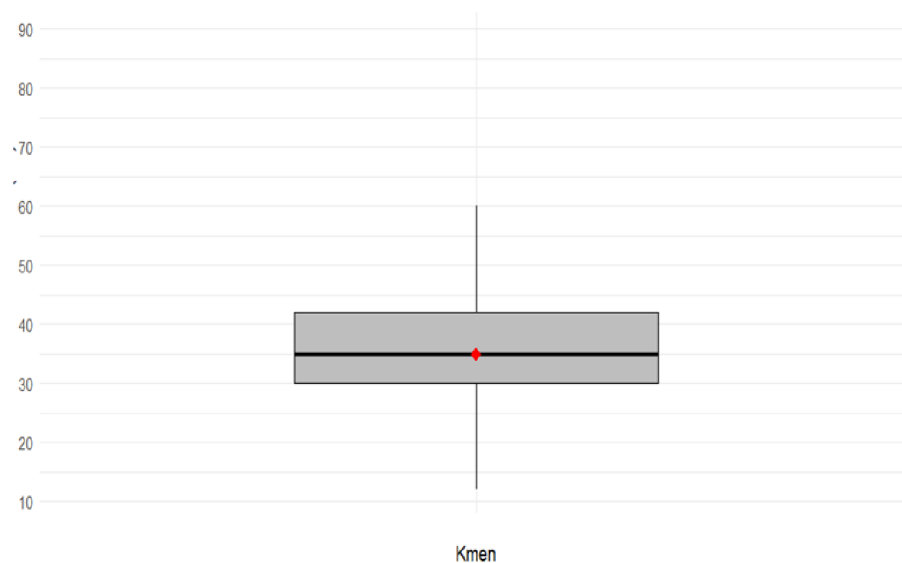
Nejčastěji se vyskytující ovocnou dřevinou byla jabloň domácí, která byla zastoupena celkovým počtem 194 kusů. Průměrně bylo na jedné jabloni nalezeno 0,31 dutiny. Následovala jabloň lesní, která byla celkově zastoupena 75 kusy, na jednom stromě bylo nalezeno průměrně 0,21 dokončené dutiny. Naopak nejnižší podíl dokončených dutin u ovocných stromů byl pozorován u ořešáku, kde bylo nalezeno 0,15 dutiny na strom, u slivoně švestky pak nebyla nalezena žádná dokončená stromová dutina.

Mezi neovocnými dřevinami byl nejčastěji zastoupen jasan ztepilý s celkovým počtem 119 stromů, kde bylo průměrně nalezeno 0,02 dokončené dutiny. Druhou nejvíce zastoupenou dřevinou byl javor mléč (39 stromů), kde bylo průměrně nalezeno 0,05 dutiny.

6.2.2 Četnost výskytu dutin v závislosti na průměru (DBH) kmene

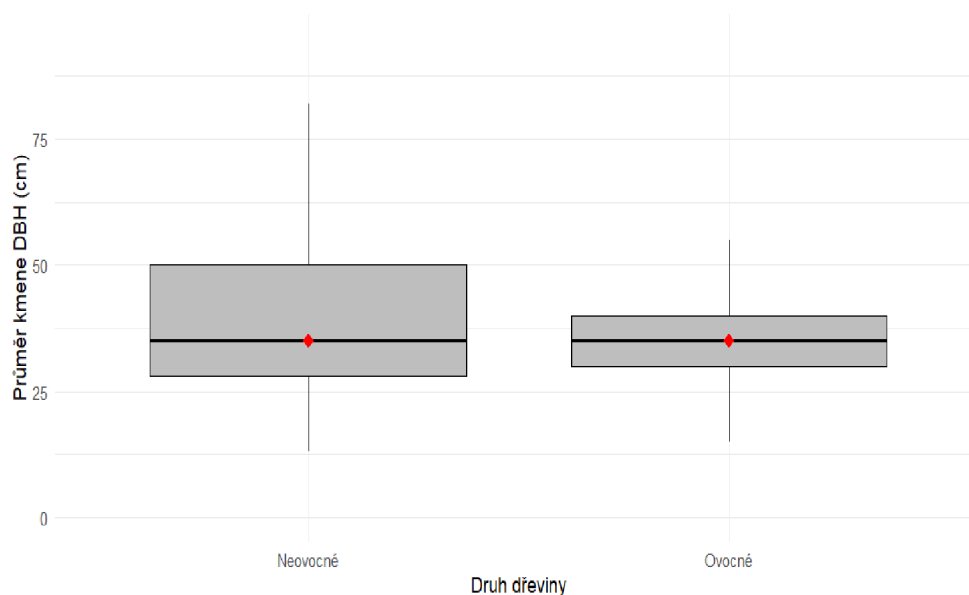
Průměrná tloušťka kmene stromů s dokončenými dutinami dosáhla hodnoty 40 cm, přičemž minimální hodnota byla 12 cm a maximální 89 cm. Kvartilové rozpětí se pohybovalo mezi 30 a 40 cm (Obrázek 16).

Obrázek 16 – Průměr kmenů zkoumaných dřevin (vlastní, n= 664)



V ovocných alejích byla průměrná výčetní tloušťka kmene dřevin s dokončenými dutinami 35 cm (medián=35 cm), minimální hodnota 12 a maximální 65 cm a kvartilové rozpětí od 28 do 50 cm. Naproti tomu v neovocných dřevinách dosahovala průměrná hodnota 40 cm (medián=35), minimální hodnota 13 cm a maximální 89 cm, kvartilové rozpětí od 28 do 50 cm (Obrázek 17).

Obrázek 17 – Vztah mezi průměrem kmene (DBH) a druhem dřeviny (n=664)



V rámci provedené regresní analýzy byly zkoumány vlivy průměru kmene na výskyt dokončených dutin. Výsledky modelu ukazují, že intercept je statisticky významný na hladině 0,05 ($P < 0,001$), což naznačuje, že existuje statisticky významný rozdíl v pravděpodobnosti výskytu dutin, když jsou všechny ostatní proměnné nulové.

Na druhou stranu proměnná průměr kmene není na konkrétní hladině významnosti 0,05 ($P=0,133$) statisticky významná. To značí, že průměr kmene sám o sobě nemá statisticky signifikantní vliv na výskyt dokončených dutin. Kompletní výsledky modelu jsou uvedeny v tabulce (Tabulka 9).

Tabulka 9 – Přehledová tabulka zobecněného lineárního modelu $glm(Dok_dutiny \sim Prum_kmen, family = poisson)$ neukazuje průkazný rozdíl vlivu průměru kmene na počet dutin ($n=664$)

Proměná	Estimate	Std. Error	z value	P – hodnota
Intercept	-2.161	0.292	-7.393	>0,001
Prum_kmen_	0.011	0.007	1.504	0.133

Dále byla pro výzkum použita regresní analýza s obecným lineárním modelem. Hlavními nezávislými proměnnými byly průměr kmene a druh dřeviny (ovocná, neovocná). Cílovou proměnnou byl výskyt dokončených dutin. Důležitým zjištěním bylo výrazné zvýšení významu vlivu druhu stromu na výskyt dokončených dutin. Proměnná ovocná dřevina dosáhla hladiny významnosti 0,05 ($P<0,001$), což značí, že ovocné stromy mají pozitivní efekt na výskyt dokončených dutin ve srovnání se stromy neovocnými. Výsledky naší analýzy naznačují, že přestože průměr stromu může mít částečný vliv na výskyt dutin, je výrazně důležitější zohlednit druh stromu. Ovocné stromy se ukázaly jako klíčový faktor při vysvětlování variability výskytu dokončených dutin. Kompletní výsledky modelu jsou uvedeny v tabulce (Tabulka 10).

Tabulka 10 – Přehledová tabulka zobecněného lineárního modelu $glm(Dok_dutiny \sim Prum_kmen + Drevina, family = poisson)$ ukazuje průkazný rozdíl vlivu průměru kmene a dřeviny na počet dutin ($n=664$)

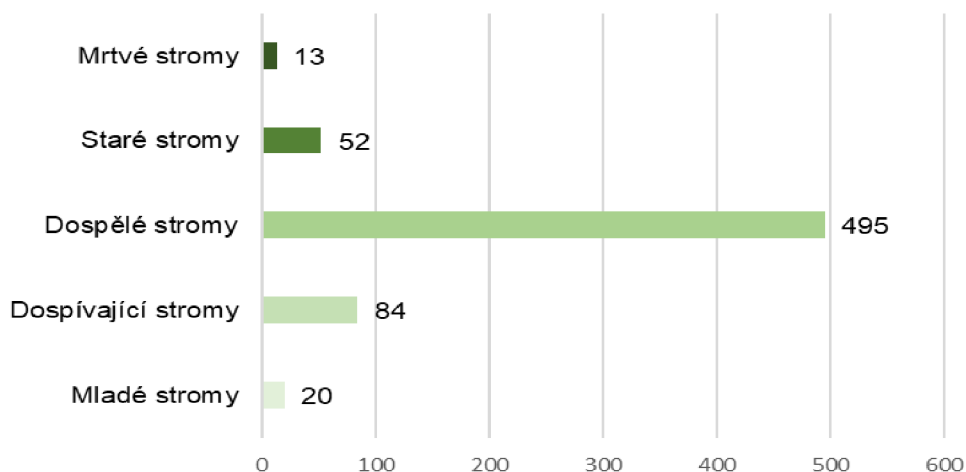
Proměná	Estimate	Std. Error	z value	P – hodnota
Dřevina_ovocná	1.788	0.302	5.924	>0,001
Prum_kmen_cm	0.029	0.009	3.251	0.001

Průměrný počet dokončených dutin na jeden strom bylo 0,11 dutiny. Průměrná výčetní tloušťka kmene u ovocných dřevin činila 35,3 cm (od 34,1 cm do 38,2 cm), zatímco u neovocných dřevin to bylo 43,9 cm (od 21,7 cm do 67,5 cm). Celkově bylo nalezeno průměrně 0,18 dutiny na jeden kmen u ovocných dřevin (podrobné shrnutí viz Příloha 4).

6.2.3 Četnost výskytu dutin v závislosti na stáří dřeviny

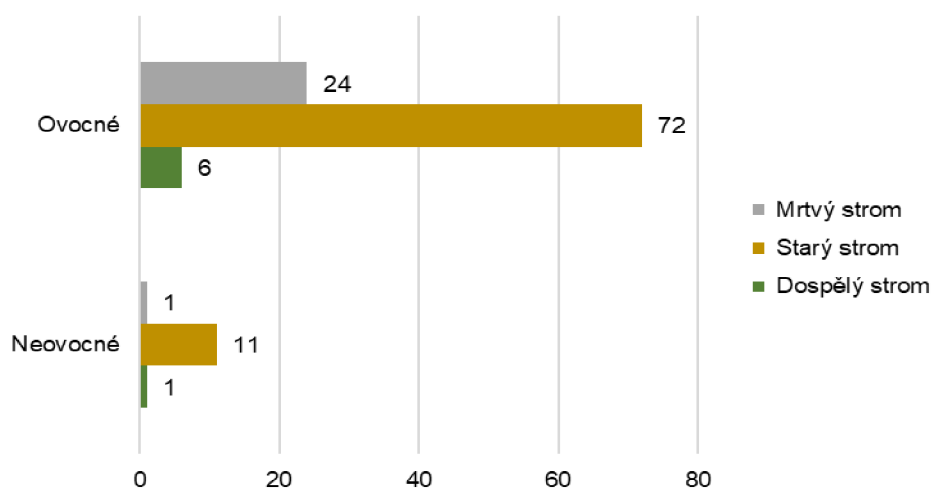
V oblastech, které byly zkoumány, tvořily dospělé stromy převážnou většinu s podílem 74,5 %. Ostatní věkové skupiny dřevin měly pouze marginální zastoupení (Obrázek 18).

Obrázek 18 – Věkové zastoupení zkoumaných dřevin (n=664)

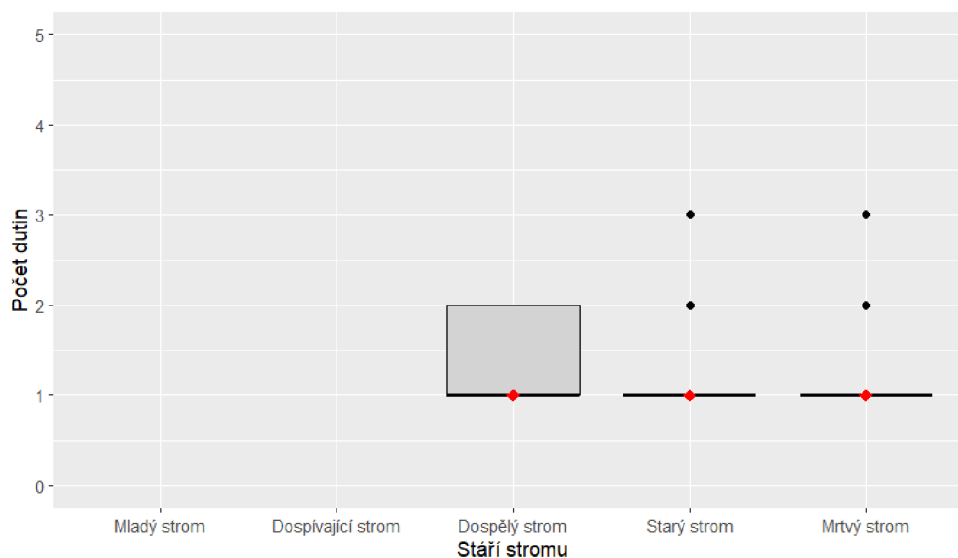


Celkově bylo zjištěno, že 72 % dokončených dutin bylo ve starých stromech, 22 % v mrtvých stromech a pouze 6 % v dospělých stromech. Všechny tři typy alejí prokázaly přítomnost charakteristických dutin ve starých stromech. Hypotézu o výskytu dutin v závislosti na stáří dřevin potvrzuje skutečnost, že ve starých a mrtvých stromech bylo nalezeno nejvíce dokončených dutin, zatímco v ostatních věkových kategoriích žádné. Celkově bylo identifikováno 83 dutin ve starých stromech, 25 dutin v mrtvých stromech a 7 dutin v dospělých stromech; v ostatních věkových kategoriích nebyly nalezeny žádné dutiny, což podporuje naši hypotézu (Obrázek 19).

Obrázek 19 – Počet dokončených dutin v různých dřevinách a stáří (n=115)



Obrázek 20 – Průměrný počet dokončených dutin ve vztahu ke stáří dřeviny (n=664)



Jako průměrný počet dutin bylo zaznamenáno 1,28 dutiny u starých stromů a 1,25 dutiny u mrtvých dřevin. V mladších dřevinách nebyla přítomnost dutin prokázána (Obrázek 20).

Z nasbíraných dat vyplývá, že stáří dřeviny má vliv na vznik a počet dutin, neboť v mladých a dospívajících stromech nebyly nalezeny žádné dutiny. Dutiny se objevovaly až od dospělých stromů. I přesto analýza dat neodhalila statisticky významný vliv stáří dřevin na počet dokončených dutin u jednotlivých kategorií na hladině významnosti 0,05 ($P=0,077$). Podrobný přehled je uveden v tabulce (Tabulka 11).

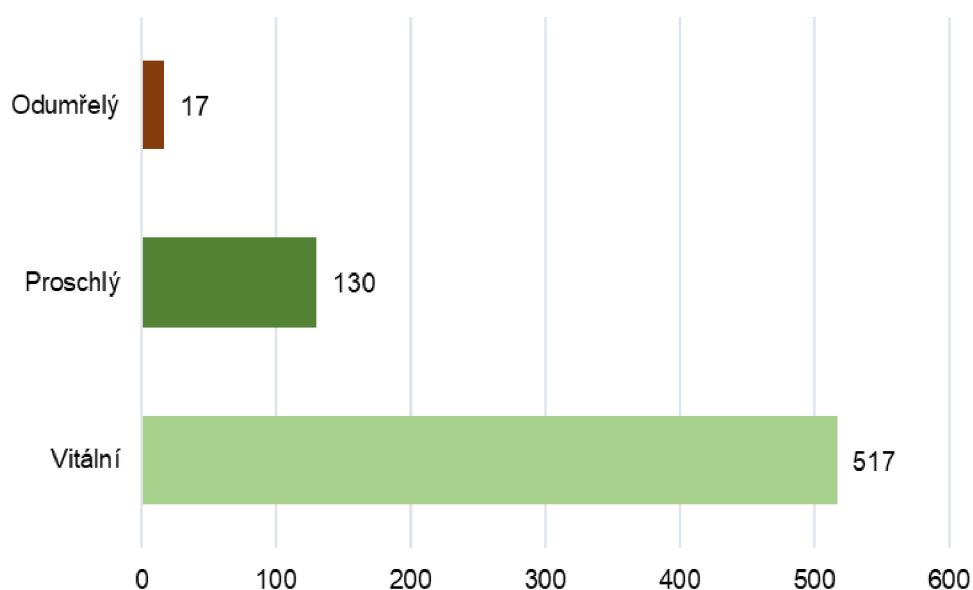
Tabulka 11 – Přehledová tabulka zobecněného lineárního modelu $\leftarrow aov(Dok_dutiny \sim Stari, data = Data_B)$ ukazuje průkazný vztah mezi stářím stromu a počtem dutin (n=664)

Proměnná	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value.	Pr(> F)
Stari	4	2.11	0.528	2.112	0.077

6.2.4 Četnost výskytu dutin v závislosti na vitalitě

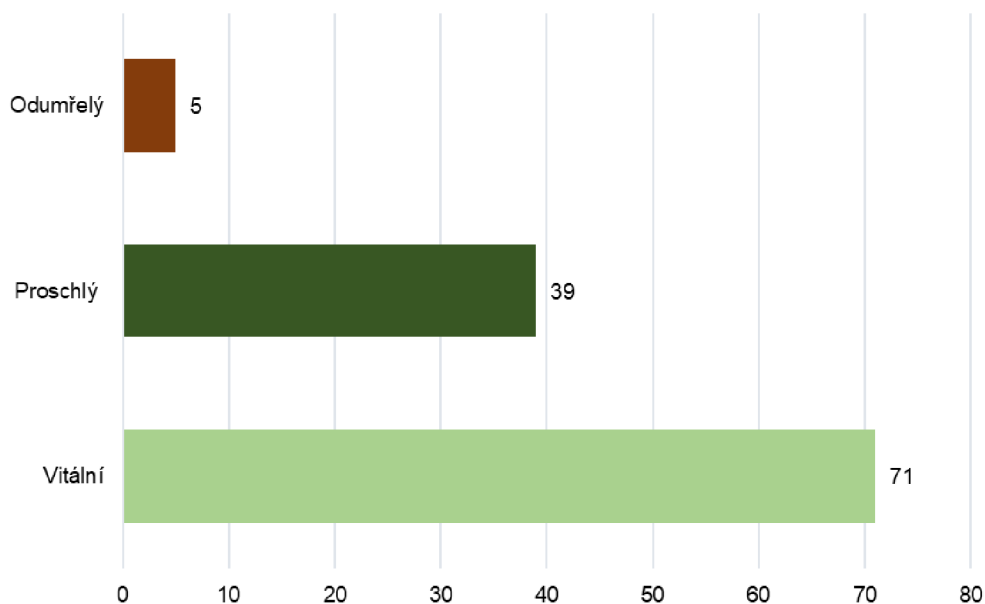
V mapovaných alejích dominovaly vitální dřeviny, které tvořily 77,8 % zkoumaných stromů. Zbývající stromy byly proschlé (19,5 %) nebo odumřelé 2,7 % (Obrázek 21).

Obrázek 21 – Zdravotní stav dřevin zkoumaných alejí (n=664)



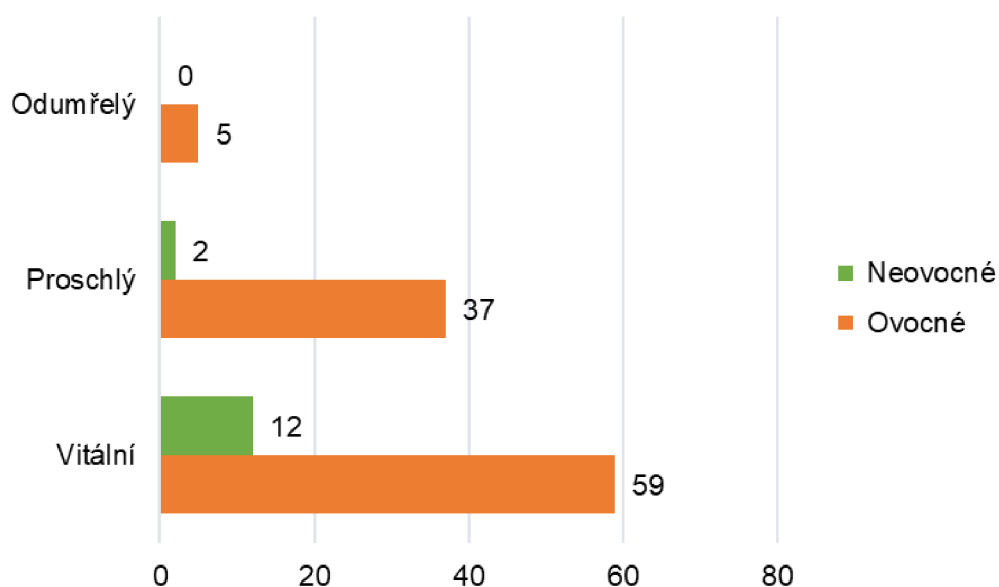
Přestože vitální stromy tvořily většinu vzorků, nacházelo se v nich pouze 61% všech dokončených dutin. Zbývající dutiny byly rozděleny mezi stromy proschlé (33,9 %) a odumřelé (4,3 %) (Obrázek 22).

Obrázek 22 – Počet dutin v závislosti na vitalitě dřeviny (n=115)



V ovocných dřevinách byl podíl dokončených dutin u vitálních stromů 51 %, u proschlých 32 % a u odumřelých 4 %. V neovocných stromech byl počet dokončených dutin minimální, a to pouze 10 % u vitálních a 2 % u proschlých. Odumřelé neovocné dřeviny se v alejích nevyskytovaly (Obrázek 23).

Obrázek 23 – Počet dutin v závislosti na zdraví a typu dřeviny (n=115)



Statistický test potvrdil statistickou významnost diferencí zastoupení dokončených dutin v různě vitálních stromech podle typu aleje na hladině významnosti 0,05 ($P=0,002$). Přehled výsledků zobrazen v tabulce (Tabulka 12).

Tabulka 12 – Přehledová tabulka zobecněného lineárního modelu $aov(Dok_dutiny \sim Zdrav_stav, data)$ pro analýzu vlivu zdravotního stavu dřeviny na počet dutin prokázala statisticky průkazný rozdíl ($n=551$)

Proměnná	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value.	Pr(> F)
Zdrav_stav	2	3	1.502	6.051	0.002

Analýza provedená s využitím zobecněného lineárního modelu (GLM) potvrdila vliv druhu a stavu dřeviny na počet dokončených dutin u ovocných stromů. Statistická významnost byla testována na hladině významnosti 0,05. Výsledky analýzy ukázaly, že neexistuje žádný statisticky významný rozdíl v počtu dutin mezi vitálními ($P=0,924$) a proschlými ($P=0,432$) dřevinami. Naproti tomu u odumřelých dřevin byl pozorován nárůst počtu dutin ve srovnání s vitálními. Ovocné dřeviny vykazovaly signifikantně více dutin než neovocné dřeviny ($p<0,001$).

Lze konstatovat, že zdravotní stav nemá vliv na počet dutin u vitálních a proschlých dřevin, ale u odumřelých je pozorován nárůst. Ovocné dřeviny statisticky vzato vykazují větší počet dutin než neovocné stromy (viz Tabulka 13).

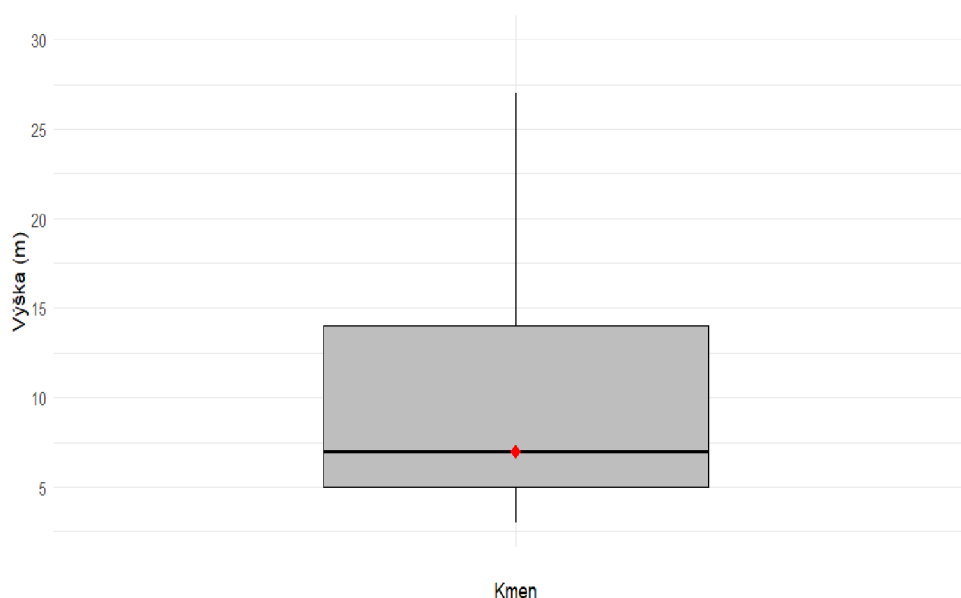
Tabulka 13 – Přehledová tabulka zobecněného lineárního modelu $glm(Dok_dutiny \sim Zdrav_stav + Typ, family = poisson)$ zahrnující zdravotní stav a typ dřeviny s početností dokončených dutin, přičemž průkazný efekt je zvýrazněn tučně ($n=551$)

GLM	Estimate	Std. Error	Z value	Pr(> z)
Zdrav_stav – Proschlé	-0.022	0.234	-0.095	0.924
Zdrav_stav – Vitální	-0.178	0.227	-0.786	0.432
Dřevina – Ovocné	1.568	0.285	5.500	< 0.001

6.2.5 Četnost výskytu dutin v závislosti na výšce stromu

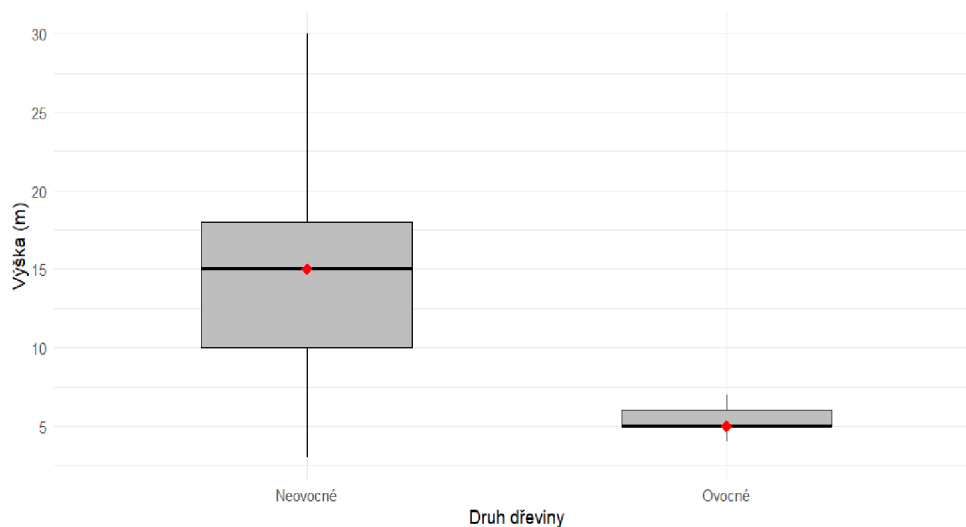
Odhadovaná výška dřevin v alejích se pohybuje průměrně kolem 10 m (medián = 7 m). Minimální změřená výška byla 3 m, maximální byla odhadnuta na 30 m. Kvartilové rozpětí bylo zaznamenáno v rozmezí od 5 do 14 m (Obrázek 24).

Obrázek 24 – Průměrná výška stromu ($n = 664$)



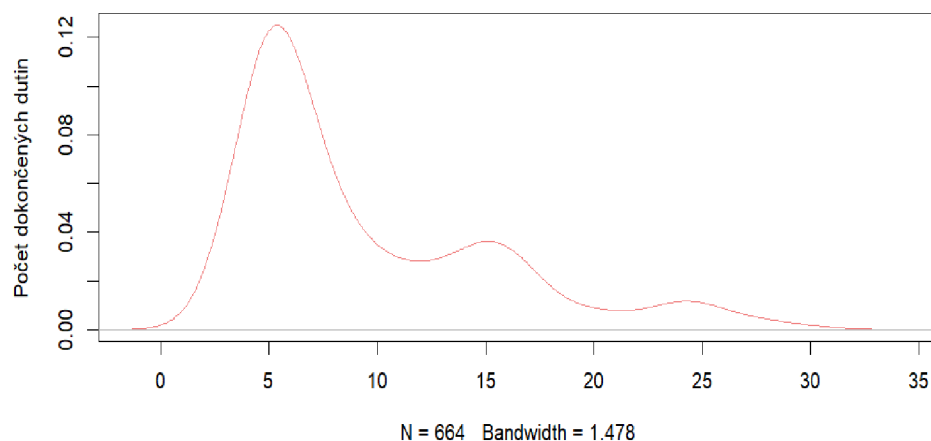
Průměrná výška ovocných stromů v alejích se pohybuje okolo 6 m, s mediánem 5 m. Naproti tomu neovocné stromy dosahují průměrné výšky 14 m a mediánu 13 m. Minimální výška stromů je v obou případech 3 m. Maximální výška ovocných stromů je 14 m, zatímco u neovocných stromů je to 30 m. Kvartilové rozpětí je u ovocných stromů menší (5 až 6 m) než u neovocných (8 až 16 m) (Obrázek 25).

Obrázek 25 – Průměrná výška stromu podle druhu dřeviny (n=664)



Analýza grafu potvrzuje signifikantní souvislost mezi výškou stromu a počtem dokončených dutin (Obrázek 26).

Obrázek 26 – Vliv výšky stromů na počet dutin (n=664)



Na základě výsledků modelu Poissonovy regrese lze konstatovat, že vliv výšky stromu na počet dutin je statisticky signifikantní, na hladině významnosti 0,05 ($P < 0,001$). Můžeme tedy na základě nasbíraných dat potvrdit, že výška stromu má statisticky významný vliv na počet dokončených dutin v dřevinách (viz Tabulka 14).

Tabulka 14 – Přehledová tabulka `model_poisson <- glm(Dok_dutiny ~ Vyska, family = poisson, data = Data_B)` pro analýzu vlivu výšky stromu na počet dutin prokázala statisticky průkazný vliv (n=664)

GLM	Estimate	Std. Error	Z value	Pr(> z)
Výška	-0.106	0.024	-4.404	<0.001

6.2.6 Četnost výskytu dutin v závislosti na keřovém patře

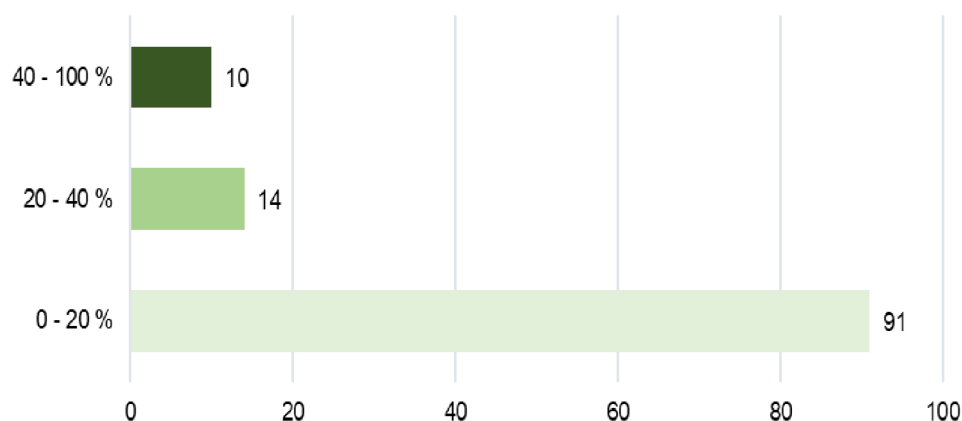
V rámci analýzy byla zkoumána hustota keřového patra. V oblasti 1 m² kolem kmenů stromů bylo zjištěno, že v 77 % případů (u 514 stromů) se hustota keřového patra pohybuje v rozmezí 0–20 %. U 12 % případů (79 stromů) byla zjištěna hustota 20–40 % a u 10 % případů (69 stromů) se hustota pohybuje v rozmezí 40–60 %. Zbývající 1 % tvoří 8 stromů s hustotou keřového patra v rozmezí 80–100 %.

Nejvyšší počet dutin (79 %, tj. 91 dutin) byl nalezen na stromech s hustotou keřového patra 0–20 %. Tam, kde keřové patro vykazovalo hustotu 20–40 %, bylo nalezeno 14 dutin (12 %) a zbývajících 9 % dutin obsahovaly stromy s hustotou keřového patra 40–100 % (Obrázek 27).

Pro analýzu vlivu kategorie hustoty keřového patra na počet dokončených dutin bylo provedeno regresní modelování. Výsledky modelu však neprokázaly signifikantní vliv na hladině významnosti 0,05 ($P=0,462$) této kategorie na daný parametr. Podrobný popis je k dispozici v tabulce (Tabulka 15).

Zdá se tedy, že hustota keřového patra je spojena s výskytem dutin ve stromech, kdy nejvyšší výskyt dutin pozorujeme u stromů s nízkou hustotou keřového patra. Statisticky signifikantní závislost mezi těmito faktory z nasbíraných dat však nebyla prokázána.

Obrázek 27 – Počet dutin v závislosti na keřovém patře (n=664)



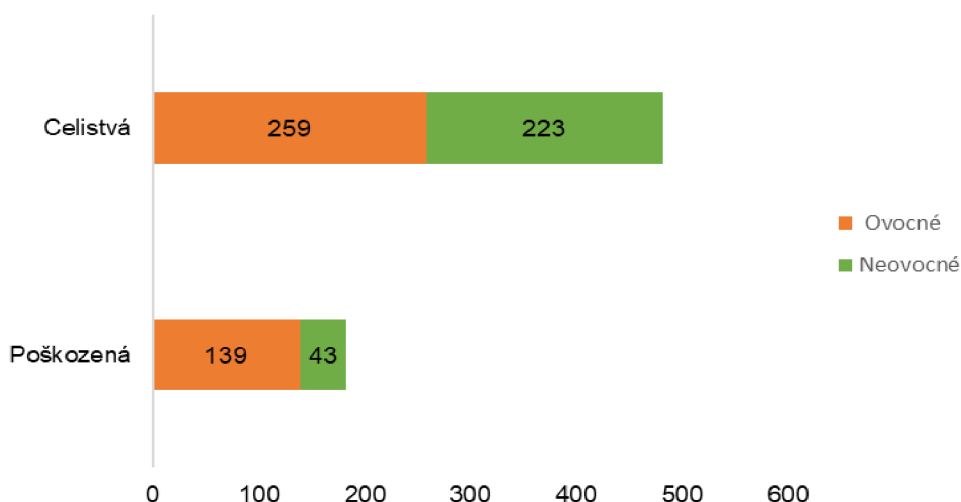
Tabulka 15 – Přehledová tabulka regression_model <- lm(Dok_dutiny ~ Ker_patro, data = Data_B) pro analýzu vlivu hustoty keřového patra na počet dutin neprokázala statisticky průkazný vliv (n=664)

GLM	Estimate	Std. Error	Z value	Pr(> t)
Keřové patro	-0.019	0.024	-0.736	0.462

6.2.7 Četnost výskytu dutin v závislosti na celistvosti koruny

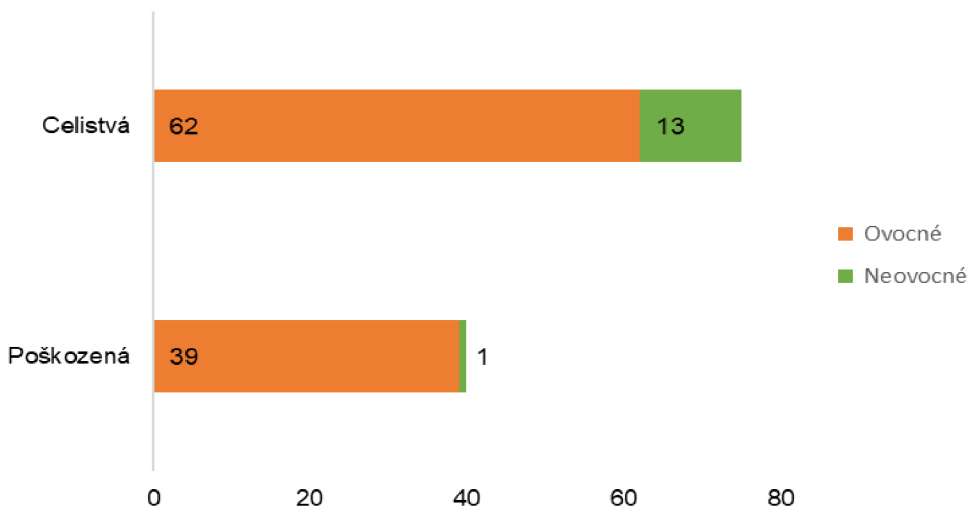
Ve zkoumaném území bylo pozorováno 482 stromů s celistvou korunou a 182 stromů s korunou poškozenou, neúplnou. 65 % ovocných stromů mělo celistvou korunu, 35 % poškozenou. U neovocných dřevin bylo nalezeno 76 % celistvých korun a 24 % poškozených. Z těchto dat lze konstatovat, že ovocné stromy jsou náchylnější k poškození koruny než neovocné stromy (Obrázek 28).

Obrázek 28 – Celkový počet stromů rozdělených dle typu dřeviny a poškození koruny (n=664)



Analýza dutin odhalila, že ve stromech s celistvou korunou se nachází 75 dokončených dutin, zatímco ve stromech s poškozenou korunou 40. To znamená, že průměrně připadá 0,16 dutiny na strom s celistvou korunou a 0,22 dutiny na strom s poškozenou korunou. Na základě těchto informací se zdá, že stromy s poškozenou korunou vykazují vyšší výskyt dutin (Obrázek 29).

Obrázek 29 – Počet dokončených dutin v závislosti na typu dřeviny a poškození koruny (n=664)



Naproti tomu analýza pomocí F-testu o vlivu celistvosti koruny na počet dokončených dutin ukázala, že na hladině 0,05 neexistuje statisticky významný rozdíl mezi stromy s dutinou a bez dutiny ($P=0,173$). To znamená, že nemůžeme z nasbíraných dat s jistotou prohlásit, že celistvost koruny ovlivňuje počet dutin v kmeni stromu (viz Tabulka 16).

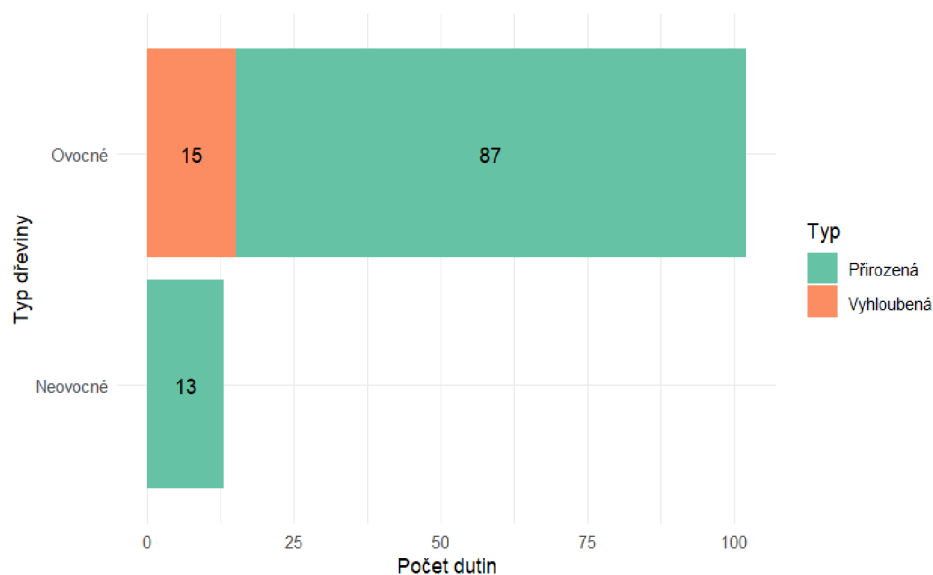
Tabulka 16 – Přehledová tabulka anova_result<- aov(Dok_dutiny ~ Celist_koruny, data = Data_B) pro analýzu vlivu celistvosti koruny stromu na počet dutin neprokázala statisticky průkazný vliv (n=664)

Proměnná	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value.	Pr(> F)
Celistvost koruny	2	0.88	0.4424	1.759	0.173

6.3 Caharakteristika dutiny

Výzkum analyzoval 1 365 dutin a prohlubní v alejích, z nichž pouze 317 dutin (23 %), konkrétně 202 nedokončených (15 %) a 115 dokončených (8 %), tvořily dokončené dutiny a 1 048 (77 %) prohlubně. Z toho pouze 13 % stromů vykazovalo alespoň jednu dokončenou dutinu, zatímco zbytek (87 %) měl pouze prohlubně nebo žádné dutiny.

Obrázek 30 – Počet dokončených dutin v závislosti na typu dřeviny (n=115)



Nejvyšší počet dokončených dutin, 102, byl nalezen v ovocných dřevinách, zatímco v neovocných stromech jich bylo pouze 13. Z celkového počtu 115 dokončených dutin bylo pouze 13 % (15 dutin) vyhloubeno ptáky. Všechny vyhloubené dutiny se nacházely v ovocných dřevinách, z toho 13 v jabloních a 2 v třešních (Obrázek 30).

Pro další analýzu budou brány v úvahu pouze stromy s dokončenými dutinami. Toto omezení je založeno na nízkém počtu vyhloubených dutin a jejich výskytu pouze v ovocných dřevinách, což brání provedení relevantního statistického srovnání. Kromě toho, malá skupina těchto dutin nemá výrazný vliv na celkový počet potenciálních hnízdních možností.

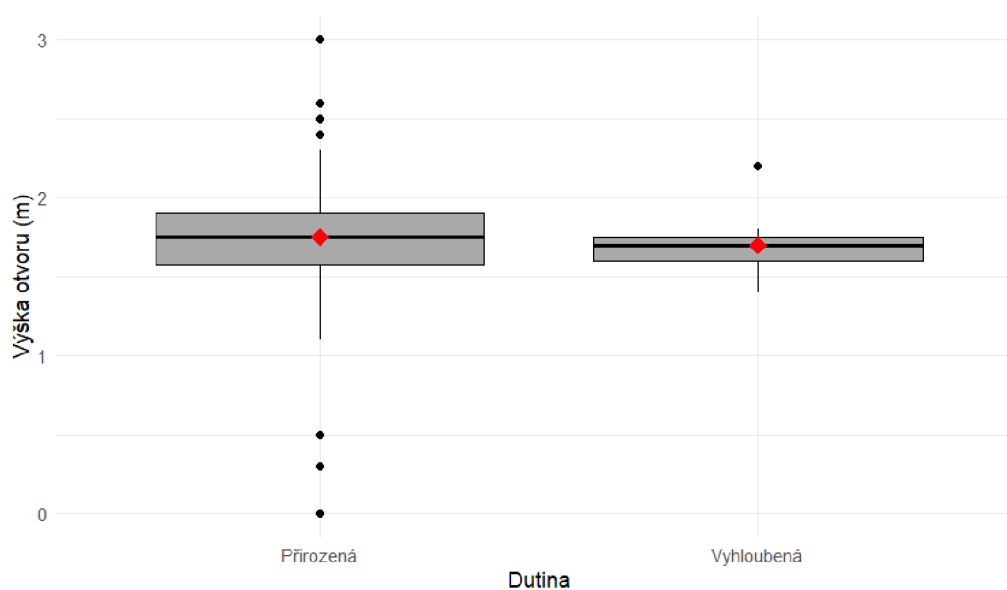
6.3.1 Výška otvoru dutiny od země

Celková průměrná výška otvoru stromové dutiny od země dosahovala 1,73 m. Minimální výška byla 0 m, tzn. dutina se nacházela přímo u země, maximální výška dosahovala 3 m. Dolní kvartil byl 1,6 m a horní kvartil 1,9 m nad zemí.

Průměrná výška vletového otvoru vyhloubených dutin se pohybuje v rozmezí od 1,4 m do 1,8 m s průměrnou hodnotou 1,68 m.

Průměrná výška otvoru přirozené dutiny je 1,73 m. Nejnížší zjištěná hodnota je 0 m a nejvyšší 3 m (Obrázek 31).

Obrázek 31 – Průměrná výška otvoru podle typu dutiny (n = 115)



Na základě provedeného ANOVA testu s hladinou významnosti 0,05 ($P=0,664$) bylo zjištěno, že proměnná typ dutiny není statisticky signifikantní. Tato skutečnost naznačuje, že neexistuje statisticky významný vliv typu dutiny jako proměnné na výšku otvoru dutiny (Tabulka 17).

Tabulka 17 – Přehledová tabulka provedeného anova testu, $result_anova \leftarrow aov(VI_otv \sim Typ, data = Data_c)$; vliv dřeviny na výšku dokončené dutiny neukazuje průkazný rozdíl ($n=115$)

Proměnná	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value.	Pr(> F)
Typ_dutiny	1	0.035	0.035	0.189	0.664

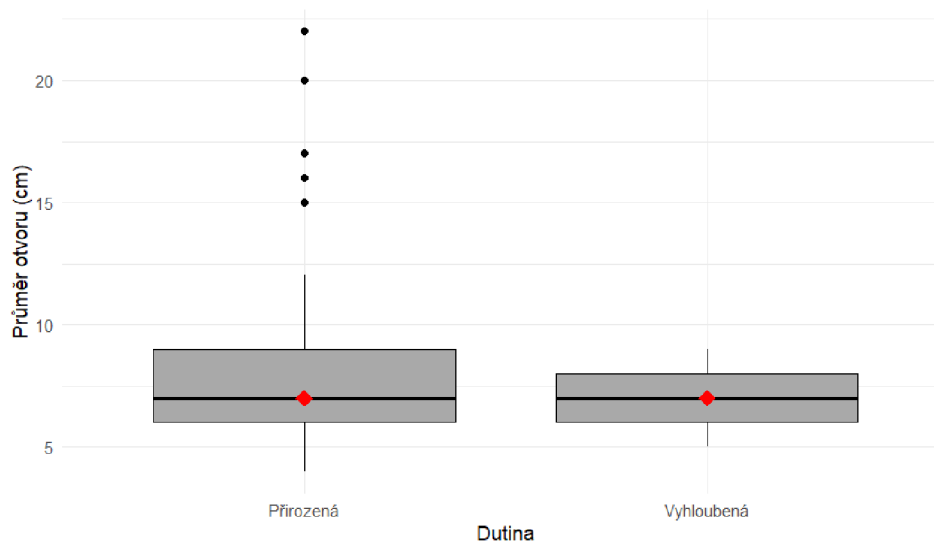
6.3.2 Průměrná velikost otvoru stromové dutiny

Průměrná velikost otvoru dokončené dutiny byla 8 cm s minimem 4 cm a maximem 22 cm. Kvartilový rozptyl se pohyboval mezi 6 cm a 8 cm a medián činil 7 cm.

Průměrná šířka vletového otvoru vyhloubených dutin činí 7,07 cm. Nejmenší šířka je 5 cm, zatímco největší dosahuje 9 cm. Medián hodnoty je 7 cm, což naznačuje, že většina otvorů se nachází v rozmezí 6-7 cm.

Průměrná šířka otvoru přirozené dutiny je 8,2 cm. Nejmenší šířka je 3,5 cm, největší 22 cm a medián činí 7 cm (Obrázek 32).

Obrázek 32 – Průměr otvoru podle typu dutiny ($n=115$)



Na základě provedeného ANOVA testu s hladinou významnosti 0,05 ($P=0,232$) můžeme říci, že neexistuje statisticky významná závislost mezi velikostí otvoru dokončené dutiny a typem dutiny (viz Tabulka 18).

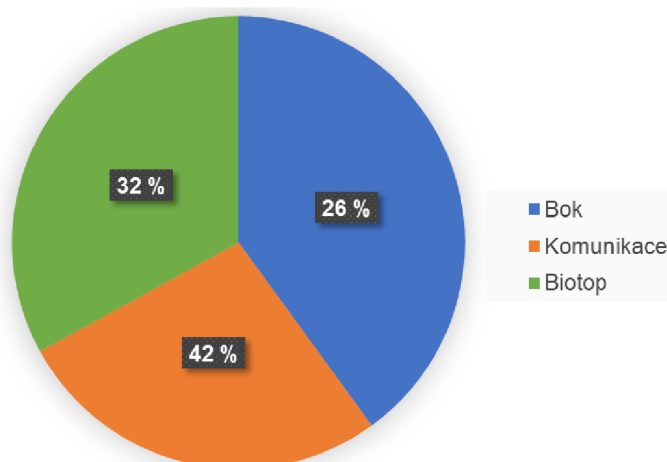
Tabulka 18 – Přehledová tabulka provedeného ANOVA testu, result <- aov(Otv_pru ~ Typ, data = Data_c); vliv dřeviny na výšku dokončené dutiny neukazuje průkazný rozdíl (n=115)

Proměnná	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value.	Pr(> F)
Typ_dutiny	1	16.8	16.75	1.442	0.232

6.3.3 Orientace dutiny k biotopu a světovým stranám

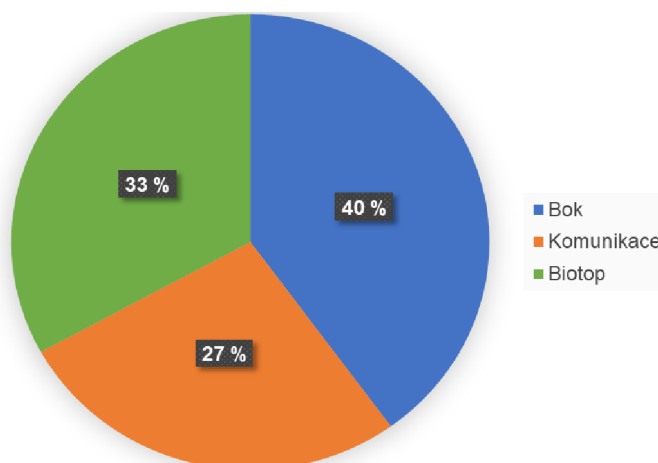
Z analýzy dat vyplývá, že nejvíce přirozených stromových dutin směřovalo ke komunikaci (42 %), dále do biotopu (32 %) a nejméně do boku (26 %) (Obrázek 33).

Obrázek 33 - Orientace přirozených dutiny k okolnímu biotopu (n=100)



U vyhloubených dutin směřovalo nejvíce otvorů do boku (40 %), do biotopu (33 %) a ke komunikaci (27 %) (Obrázek 34).

Obrázek 34 - Orientace vyhloubených dutin (n=15)



Na základě provedeného testu nebyl prokázán vliv orientace otvoru dutiny na počet vyhloubených dutin. Hodnota testové statistiky byla na hladině významnosti 0,05 (P=0,913) (viz Tabulka 19).

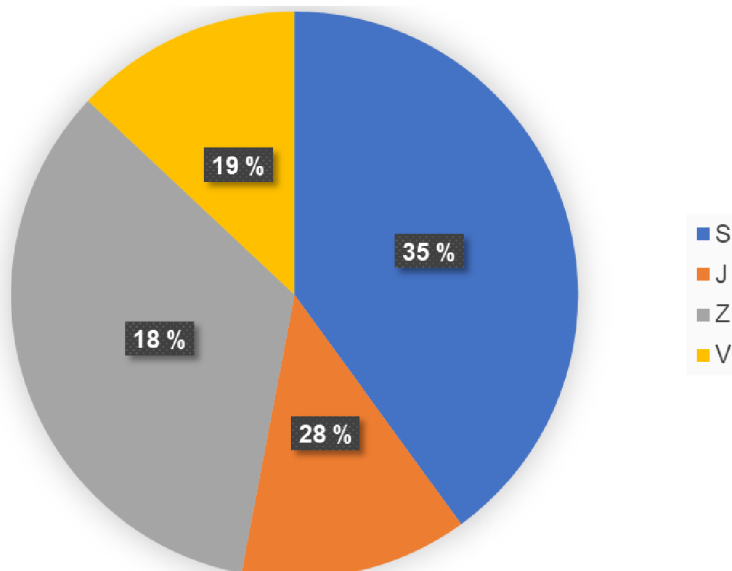
Tabulka 19 – Přehledová tabulka provedeného ANOVA testu, <- aov (VL_otv_pocet ~ Svet_str, data = t); vliv orientace otvoru na počet dutin neukazuje průkazný rozdíl (n=15)

Proměnná	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value.	Pr(> F)
Orientace	2	0.05	0.025	0.091	0.913

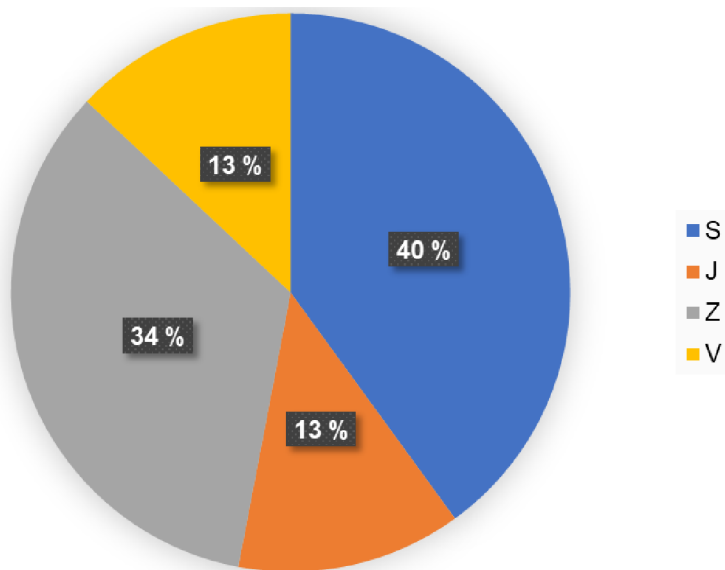
Přirozené dutiny směřovaly nejčastěji na sever (35 %), dále na jih (28 %), na východ (19 %) a nejméně na západ (18 %) (Obrázek 35).

U vyhloubených dutin můžeme pozorovat preferenci směřování otvorů na sever (40 %), na západ (34 %) a dále pak na východ a jih (shodně po 13 %) (Obrázek 36).

Obrázek 35 – Orientace otvoru přirozených dutin ke světovým stranám (n=100)



Obrázek 36 – Orientace otvoru vyhloubených dutin ke světovým stranám (n=15)



Z předešlých grafů je patrná nejvyšší četnost přirozených dutin směřujících na jih a sever. U vyhloubených dutin pak otvory směřují nejčastěji na sever a západ.

Na základě provedeného testu nebyl prokázán vliv orientace otvoru dutiny na počet vyhloubených dutin. Hodnota testové statistiky byla na hladině významnosti 0,05 ($P=0,871$) (viz Tabulka 20).

Tabulka 20 – Přehledová tabulka provedeného ANOVA testu, <- aov (VL_otv_pocet ~ Svet_str, data = t); vliv orientace otvoru na počet dutin neukazuje průkazný rozdíl (n=15)

Proměnná	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value.	Pr(> F)
Svet_str	3	0.2	0.066	0.234	0.871

7 Diskuze

V rámci terénního výzkumu na Příbramsku bylo zjištěno celkem 1 365 dutin a prohlubní v alejích. Z celkového počtu bylo pouze 23 % (317) stromových dutin, zbývajících 77 % (1 048) představovaly prohlubně. Stromové dutiny byly dále rozděleny na dokončené, které tvořily pouze 8 % (115 dutin), a nedokončené, představující 15 % (202 dutin) z celkového počtu. Ze všech 115 dokončených dutin bylo 100 (87 %) přirozených, zatímco pouze 15 (13 %) bylo vyhloubených.

Podobné výsledky uvádí i Gruebler et al. (2013) ze Švýcarska, kteří zkoumali ovocné sady. Zjistili, že 17,1 % stromů mělo vyhloubené dutiny a 17 % stromů obsahovalo velké přirozené dutiny. Sovová (2023) na Rokycansku zkoumala aleje a došla k závěru, že z 595 dokončených dutin bylo 585 (98,3 %) přirozených a jen 10 (1,7 %) vyhloubených. Suchomel (2022) v Praze v ovocných sadech zjistil poměr 79 (58 %) vyhloubených ku 58 (42 %) přirozených dutin ze všech 137 dokončených dutin. Naopak Baerová (2023) v hospodářských lesích na území CHKO Brdy zjistila, že z 233 stromových dutin bylo 117 (50,2 %) dutin přirozeně vzniklých a 116 (49,8 %) vyhloubených ptáky.

Poměr přirozených a vyhloubených dutin se v jednotlivých studiích liší. Většina výzkumů na toto téma probíhala v přirozených lesních porostech, kde hustota stromů s přirozenými dutinami často klesá pod 8 % (např. Bennett et al., 1994; Cockle et al., 2010, 2011; Martin et al., 2004).

Výsledky studií Grueblera et al. (2013) provedených ve starých ovocných sadech ve Švýcarsku a Suchomela (2022) realizovaných v Praze, spolu s výsledky Baerové (2023) v hospodářských lesích, naznačují poměr dutin téměř 1:1. Také Sovová (2023) získala v alejích na Rokycansku srovnatelné výsledky.

Zdá se, že v lesním prostředí může být podíl vyhloubených dutin vyšší než v alejích. Tato tendence může být spojena s nižší hnízdní hustotou druhů, které preferují vyhloubené dutiny. To ukazuje na významný vliv prostředí na vytváření a zastoupení hnízdních míst u různých druhů ptáků.

7.1 Hodnocení vlivu typů aleje na počet dokončených dutin

V rámci diplomové práce byla analyzována a porovnána četnost vyhloubených a přirozených dutin v ovocných, neovocných a smíšených alejích. Získané výsledky naznačují, že oba typy dutin byly průměrně početnější v ovocných alejích, a to s průměrným počtem 2,9 dutiny na 100 m v jednom úseku aleje. Následovaly smíšené aleje s průměrným počtem 2,75 dutiny, zatímco v neovocných alejích bylo zaznamenáno průměrně pouze 0,9 dutiny na 100 m.

Tato tendence ukazuje na možný vliv druhu dřeviny na přítomnost dokončených dutin v alejích.

Výsledky této studie jsou paralelní s prací Sovové (2023), která se zaměřovala na hodnocení ovocných alejí na Rokycansku. Její výzkum ukázal, že v průměru se v ovocných alejích vyskytovalo 1,7 dokončených dutin, zatímco v ostatních typech alejí (neovocných i smíšených) bylo průměrně zjištěno 1,6 dutiny v dřevinách. Tyto výsledky nasvědčují tomu, že druh aleje může hrát významnou roli ve výskytu dutin. To může být dáno rozdíly ve struktuře a druhovém složení dřevin v jednotlivých typech alejí. Je důležité zdůraznit, že výskyt dutin v liniových ekosystémech dosud nebyl hodnocen v žádné dostupné literatuře, a to ani na evropské či světové úrovni.

Dalším výsledkem je signifikantně vyšší počet dutin zjištěných v alejích, které sousedily s polem, než v alejích sousedících s loukou. Průměrný počet hnízdních dutin v alejích v blízkosti polí dosáhl hodnoty 1,1, zatímco aleje sousedící s loukou vykazovaly průměrný počet hnízdních dutin pouze 0,5.

To je velmi zajímavé zjištění, zejména vzhledem k tomu, že intenzivní zemědělství často snižuje biodiverzitu ptáků v zemědělské krajině, jak ukazují různé studie, například práce Vickeryho & Arlettaze (2012), Reifa & Hanzelky (2016) a dalších, které naznačují, že intenzivní zemědělské postupy mohou mít negativní dopady na ekosystémy. Tyto aktivity mohou výrazně omezit nabídku potravy pro hmyzožravce a ptáky, kteří se živí semeny, což může pro některé druhy ptáků snižovat atraktivitu prostředí. Podobné argumenty k dopadům intenzifikace zemědělství na ptactvo byly prezentovány v práci Štefanové et al. (2014), která zkoumala změny v početnosti ptáků na zemědělské půdě v České republice, nebo v práci Hološkové et al. (2023) na Slovensku a v Evropě, stejně jako v práci Chamberlaina et al. (2000) v Anglii a Walesu.

Je nutné zdůraznit, že výsledky této analýzy ovlivňuje malý počet nalezených vyhloubených dutin. Zároveň je třeba brát v potaz důsledek rozsáhlého zemědělství v krajině. I přesto tato zjištění korespondují s prací Sovové (2023), která také zjistila největší početnost dutin v okolí polí. V tomto směru bych doporučil další výzkumy, které by mohly poskytnout lepší vhled do vlivu intenzivního zemědělství na výskyt dutin v alejích a populaci ptáků v zemědělské krajině.

V rámci analýzy byl zkoumán **vliv nadmořské výšky** na výskyt dokončených dutin v alejích. Průměrná nadmořská výška se pohybovala okolo 485 m n. m., s nejnižše položenou alejí v 340 m n. m. a nejvyšší v 555 m n. m. Statistické testování vlivu nadmořské výšky na výskyt dokončených dutin neprokázalo žádné signifikantní rozdíly. Tato zjištění korespondují s prací Sovové (2023), která také neshledala významný vliv tohoto faktoru.

Naopak studie Bauerové (2023) prokázala signifikantní vliv nadmořské výšky, která zvyšovala počet přirozených dutin ve sledovaných olšových porostech ve vyšších polohách. Toto zjištění pravděpodobně souvisí s tím, že výskyt přirozených dutin je úzce spjat s defekty stromů (Coombs & kol., 2010). Vliv vyšší nadmořské výšky na četnější výskyt stromových defektů působením mrazu potvrdili i Allevato & kol. (2019). Zdá se, že klíčovou roli hraje i množství srážek, které pozitivně ovlivňuje počet dutin.

Lze tedy konstatovat, že množství stromových dutin reflektuje výskyt hnilobného onemocnění dřeva, jak ukázala studie Bütlera et al. (2013). Dále může hrát roli i vliv abiotických faktorů, jako jsou údery blesku nebo požáry (Larrieu et al., 2018). Z práce Bauerové (2023) dále vyplývá, že výskyt vyhloubených dutin klesá se stoupající nadmořskou výškou. Toto zjištění může být spojeno s klesající potravní nabídkou, zejména hmyzu, což odpovídá i výsledkům práce Kebrleho et al. (2018), která prokázala, že početnost ptáků v lesích klesá s narůstající nadmořskou výškou.

Důvodem, proč výsledky této studie neukazují žádný trend změny množství dutin s nadmořskou výškou, může být nedostatečně velké rozpětí nadmořských výšek zkoumaných alejí.

Stejně tak statisticky neprůkazně vyšel **vliv vzdálenosti sledovaných alejí od intravilánu obce ani od okraje lesa**. Tato otázka nebyla v dostupné literatuře dostatečně prozkoumána, což znemožňuje porovnání výsledků s pracemi jiných autorů.

Předpokládáme, že vzdálenost alejí od obce a od lesa by mohla mít vliv zejména na vyhloubené dutiny, protože jejich vytváření závisí na přítomnosti vybraných druhů ptáků, jejichž výskyt nebo početnost mohou být ovlivněny vzdáleností od lesa či obce. Skutečnost, že výsledek nevyšel statisticky průkazně, může být způsobena tím, že ve zkoumaném vzorku převažovaly přirozené dutiny, které podle našich zjištění nejsou vzdáleností od obce či lesa výrazně ovlivněny.

7.2 Hodnocení vlivu dřeviny na počet dokončených dutin

Na sledovaných úsecích alejí bylo zaznamenáno celkem 664 kusů dřevin, které náležely k 6 druhům ovocným a 12 druhům neovocným. V monitorovaných úsecích byly dominantní ovocné dřeviny, především jabloň domácí (*Malus domestica*), jabloň lesní (*Malus sylvestris*) a třešeň obecná (*Prunus avium*).

Počet dutin se lišil, přičemž nejvíce dutin (53,4 %) bylo nalezeno v jabloni domácí, následované jabloní lesní (14 %). Hrušně obecné obsahovaly 10 % dutin.

Významně nižší procento dutin bylo zaznamenán u ostatních druhů stromů, přičemž v některých, jako je dub letní (*Quercus robur*), dub zimní (*Quercus petraea*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), topol bílý (*Populus alba*), nebyly nalezeny vůbec žádné dutiny. Zde hrálo velkou roli pravděpodobně i to, že se jednalo o mladé a vitální stromy. Tyto stromy jsou náchylné na tvorbu dutin až ve stáří, jak dokazují studie Remma et al. (2011), Westerhuise et al. (2019) nebo Gwazea & Elliotta (2011).

Dalším významným faktorem ovlivňujícím tvorbu dutin byla **vitalita dřeviny**. Analýza potvrdila vliv stavu dřeviny na počet dokončených dutin u ovocných stromů. Tato souvislost mezi vitalitou a výskytem dutin je v ekologii dobře známá (Remm et al., 2006; Robles et al., 2011), avšak výzkum v této oblasti je v zemědělské krajině stále spíše sporadický. Stejný výsledek byl zaznamenán i u dřevin v ovocných sadech (Grüebler et al., 2013). Tímto se potvrzují a doplňují odborné údaje dostupné v literatuře.

Dudinszky et al. (2021) ve své studii uvádí, že poškození nebo rozpad koruny ovlivňovaly přítomnost či nepřítomnost přirozených dutin, ale jejich význam byl nižší než význam velikosti průměru kmene, a to zvláště v případě, že se berou v úvahu pouze středně velké nebo velké dutiny.

Poškození koruny může být způsobeno silnými větry a sněhovými bouřkami, které způsobují vyvrácení stromů a větví (Veblen et al., 1992), zatímco odumírání koruny je obvykle vyvoláno extrémními suchy (Suarez et al., 2004).

Naopak jako statisticky neprůkazný vyšel **vliv průměru kmene (DBH)**. Tento výsledek je v rozporu s výsledky jiných studií, např. Grueblera et al. (2013), Suchomela (2022) a Sovové (2023). Rozdílný výsledek je pravděpodobně způsoben tím, že ovocné dřeviny, v nichž bylo zjištěno více dutin, měly menší průměr kmene (DBH) než dřeviny neovocné. Výsledky statistické analýzy vyšly neprůkazně.

Pro získání směrodatných výsledků by bylo pravděpodobně vhodné provést test pro každý druh zvlášť, protože parametry dřeviny, při kterých začínají vznikat dutiny, se pravděpodobně výrazně liší mezi jednotlivými druhy. Ovocné stromy, zejména jabloně, fyziologicky stárnou rychleji a vytvářejí vhodné podmínky pro vznik dutin již při dosažení menšího průměru kmene ve srovnání s neovocnými stromy (např. duby).

Na rozdíl od toho ukazují jiné studie, včetně Grueblera et al. (2013), Suchomela (2022) a Sovové (2023), že s rostoucím průměrem kmene (DBH) se zvyšuje i výskyt přirozeně vzniklých (rozpadových) dutin. Průměrná výčetní tloušťka kmene dřevin s dokončenými dutinami byla 35 cm v ovocných alejích a 40 cm v neovocných dřevinách.

Statisticky signifikantní byl také **vliv výšky stromu** na počet dutin. Překvapivým zjištěním však bylo, že počet dutin se zvyšující se výškou stromu klesal. Naopak studie Lindenmayera et al. (2014) potvrzuje, že vysoké a staré stromy, které prošly dlouhým obdobím expozice procesům tvorby dutin, obvykle poskytují největší dutiny (Bennett et al., 1994; Kunz & Lumsden, 2005).

Ranius et al. (2009) vytvořili model individuální simulace. Tento model byl navržen k předpovědi rozložení průměru a vývoje dutin v populacích dubů na základě dat letokruhů jednotlivých stromů. Autoři odhadli stáří, kdy začínají vznikat dutiny u dubu letního (*Quercus robur*). Ve stáří přibližně 200 až 300 let mělo dutiny 50 % stromů. Mezi stromy mladšími než 100 let obsahovalo dutiny méně než 1 %, zatímco stromy starší než 400 let měly dutiny ve všech případech.

Tato tendence pravděpodobně souvisí s vysokým zastoupením ovocných stromů, zejména jabloní, které dosahovaly nižšího věku, ale na nichž se zároveň nacházela většina dutin.

7.3 Hodnocení dokončených stromových dutin

Průměrná **výška umístění vletového otvoru** byla 1,68 m nad zemí, s minimem 1,4 m a maximem 1,8 m.

Několik studií uvádí, že ptáci hnízdící ve stromových dutinách preferují dutiny umístěné výše nad zemí, které jsou méně dostupné pro predátory (Nilsson, 1984; Li & Martin, 1991) a poskytují lepší ochranu před deštěm a chladem (Johnsson et al., 1993).

Naopak přirozené dutiny v kmenech stromů, které vznikají v důsledku defektů dřeva, se častěji vyskytují v nižších partiích kmene. Jednou z hlavních příčin je mechanické poškození stromů, které může nastat během prořezávky nebo jiných mechanických zásahů do kmenů (Vuidot et al., 2011). Toto mechanické poškození oslabuje kůru a dřevo a vytváří rány, jež se v pozdějších fázích rozvíjejí v dutiny.

Dalším častým způsobem poškození stromů jsou škody způsobené zvěří. Zvěř obvykle dosahuje jen do určitých výšek, a proto její zásahy do celistvosti kmenů koncentrují v nižších partiích kmene (Vacek et al., 2020). Tato konstatování odpovídají zjištěním pozorovaným na sledovaných alejích.

Průměrná velikost otvoru dokončené dutiny byla 8 cm, s minimem 4 cm a maximem 22 cm. Průměrná velikost vletového otvoru byla 7 cm, přičemž nejmenší šířka dosahovala 5 cm a největší 9 cm. Na základě dat můžeme konstatovat, že průměrná velikost otvoru přirozené dutiny u stromů je 8 cm. U vyhloubených dutin se velikost odvíjí od druhu, který je vytvořil. Zastoupení jednotlivých průměrů pravděpodobně odpovídá výskytu konkrétních druhů, které dutiny vyhloubily.

Podle Remma et al. (2006) byl ve střední části Estonska zaznamenán vyšší výskyt malých vletových otvorů u vyhloubených dutin. Tento jev pravděpodobně souvisí s preventivně zhoršenou dostupností dutiny pro predátory a zároveň lepší udržitelností mikroklimatu uvnitř dutiny. Podobné závěry potvrdila i studie Anderssona et al. (2018) ve Švédsku, kde byla zjištěna větší rozmanitost tvarů vstupních otvorů a vyšší podíl dutin s většími vchody ve starém lese ve srovnání s holinami. Dutiny nalezené na stromech ponechaných na holinách měly převážně malé průměry.

Orientace vletových otvorů, ať už přirozených, nebo vyhloubených, ve většině případů vykazuje směřování na sever. Tento nálezný je v rozporu s výsledky Bauerové (2023), která se zaměřovala na orientaci vletových otvorů u obou typů dutin.

Bauerová dospěla k závěru, že dutiny vyhloubené ptáky směřují nejčastěji na jih a východ, čímž si ptáci zajišťují teplejší vnitřní mikroklima. Podobné výsledky prezentoval i tým Coombse et al. (2010), kteří ve své práci z východní Kanady popsali jižně orientované dutiny jako teplejší oproti těm orientovaným severně.

Naopak vletové otvory dutin přirozeně vzniklých na sledovaných dřevinách směřovaly nejčastěji na sever. Ke stejným výsledkům dospěla i Bauerová (2023). Tento jev pravděpodobně souvisí s působením abiotických faktorů, protože severní strana je v České republice návětrná a chladnější.

Pawlik a Harrison (2022) také popsali vítr jako jeden z hlavních abiotických činitelů, který každoročně poškozuje mnoho stromů v evropských lesích. Tyto poškozené stromy se pak častěji stávají náchylnými ke vzniku přirozených dutin, a to zejména na severní straně.

Pokud jde o **orientaci k okolním biotopům**, nejvíce stromových dutin (43 %) směřuje ke komunikacím. Vletové otvory vyhloubených dutin jsou často orientovány do boku, tj. směrem mezi silnicí a biotopy.

Důvodem orientace přirozených dutin k silnici je pravděpodobně údržba stromů podél komunikací, která se provádí z důvodu bezpečnosti provozu a obhospodařování sousedních pozemků. Zákon č. 13/1997 Sb., o pozemních komunikacích ukládá povinnost udržovat vegetaci kolem silnic tak, aby neohrožovala bezpečnost provozu. Tato údržba je tedy prioritou pro zajištění bezpečnosti na pozemních komunikacích.

Rozumná údržba stromů podél silnic, zahrnující citlivé prořezávání a zachování stromů s dutinami, je klíčová pro ochranu biodiverzity. Dutiny slouží jako úkryt a hnízdiště pro ptáky, netopýry, hmyz. Citlivé prořezávání zvyšuje dostupnost dutin, zatímco kácení dřevin jejich počet snižuje.

8 Závěr

V roce 2023 proběhl v regionu Příbramska rozsáhlý výzkum dokončených stromových dutin v alejích podél silnic 3. třídy. Cílem bylo analyzovat výskyt a vlastnosti dutin v závislosti na typu aleje, druhu stromu, stáří, biotopu a dalších faktorech. Do studie byly zahrnuty jak přirozené, tak vyhloubené dutiny s potenciálem sloužit jako hnízdiště nebo úkryt pro ptactvo a další živočichy.

Terénní průzkum zahrnoval 51 alejí (27 ovocných, 17 neovocných, 7 smíšených), které byly vybrány na základě typu a dále rozděleny do úseků s různorodými charakteristikami stromů. Detailní analýza se zaměřila na vlastnosti nalezených dutin a jejich kategorizaci do tří typů – aleje, stromy a dutiny.

Z analýzy dat vyplynulo, že specifický druh stromu, spíše než typ aleje, hraje klíčovou roli ve výskytu dutin. Ovocné dřeviny, s kratší životností a náchylností k rychlejšímu stárnutí, vykazovaly vyšší výskyt přirozených dutin. Všechny nalezené vyhloubené dutiny se taktéž nacházely v ovocných stromech, což lze zdůvodnit jejich kratším životem, častějším odumíráním, měkčím dřevem usnadňujícím vyhloubení.

Stáří stromů se ukázalo jako další klíčový faktor ovlivňující výskyt dutin. Starší stromy s větším průměrem kmene vykazovaly vyšší výskyt dokončených dutin. Stáří dřeviny je tedy nutné zdůraznit jako hlavní faktor pro tvorbu vhodných stanovišť. Stáří stromu korelovalo s průměrem kmene v DHB výšce, čímž se potvrdil jeho signifikantní vliv na počet dokončených dutin. Stromy s větším průměrem kmene mohou být preferovány pro tvorbu stanovišť, a to jak z hlediska prostoru uvnitř dutiny, tak i mikroklimatických podmínek.

Významný vliv na početnost dutin byl zjištěn u biotopu pole. U něj měly významné zastoupení vyhloubené dutiny. Tento biotop tedy může být vhodný pro hnízdění a úkryt ptáků, kteří preferují dutiny vyhloubené v kmenech stromů. Je však nutná opatrnost při interpretaci tohoto jevu s ohledem na dominanci polí v okolí alejí. Je možné, že výskyt dutin v alejích u biotopu pole je spíše způsoben jejich obecným výskytem v aleji než specifickým vlivem biotopu pole na jejich tvorbu. U přirozených dutin je nutné brát v úvahu, že vznikají nezávisle na okolním biotopu. To znamená, že početnost přirozených dutin u daného biotopu nemusí nutně odrážet vliv tohoto biotopu na jejich tvorbu. Ta spíše závisí na celkových podmínkách v krajině, jako je stáří stromů nebo výskyt dřevokazných hub.

Zjištění, že neovocné stromy s vyšší výškou vykazují nižší pravděpodobnost výskytu dutin, představuje zajímavý a možná specifický aspekt výzkumu. Tato odlišnost od výzkumů provedených v lesním prostředí naznačuje, že faktory ovlivňující výskyt dutin mohou být v zemědělských oblastech odlišné od jiných prostředí.

Vitalita a stáří stromu jsou klíčovými faktory ovlivňujícími tvorbu dutin. Většina dokončených dutin byla zaznamenána ve vitálních stromech, což kontrastuje s většinou jiných výzkumů konstatujících, že statisticky více stromových dutin se nachází ve starých a mrtvých stromech. Tato odlišnost může být důsledkem specifických podmínek alejí podél silnic, odkud jsou mrtvé stromy často odstraňovány z důvodu zachování bezpečnosti.

Nejvíce vyhloubených stromových dutin směřovalo do prostoru mezi silnicí a okolním biotopem, zejména směrem na sever. U přirozených dutin bylo nejvíce dutin orientováno směrem k silnici, opět především na severní stranu.

Na závěr lze konstatovat, že provedený výzkum stromových dutin v alejích podél silnic 3. třídy v regionu Příbramska poskytuje cenné informace o vztazích mezi vlastnostmi stromů, typem aleje a výskytem dutin. Výsledky ukazují, že typ aleje a specifický druh stromu hrají klíčovou roli ve formování prostředí pro vznik a lokalizaci stromových dutin.

Přínos práce

Tato diplomová práce se zaměřuje na faktory ovlivňující výskyt stromových dutin v alejích podél silnic. Práce ukázala důležitost starých stromů s dutinami pro biodiverzitu a ekologické funkce a navrhuje zlepšení managementu alejí pro jejich ochranu.

Výzkum ukázal, že vitalita stromu a jeho výška jsou statisticky významné faktory ovlivňující počet dokončených dutin. Vitální stromy vykazovaly vyšší výskyt dutin, na rozdíl od starých a mrtvých stromů v jiných studiích. Toto zjištění může být specifické pro aleje podél silnic, kde je z bezpečnostních důvodů nutné udržovat stromy vitální.

Dále bylo zjištěno, že ovocné stromy, zejména jabloně, mají větší sklon k tvorbě dutin než neovocné druhy. Tato informace může být důležitá při plánování a zachování stromových alejí s ohledem na podporu biodiverzity.

Práce zdůrazňuje, že údržba stromů podél komunikací by se měla provádět s ohledem na zachování biodiverzity a ekosystému v okolí. To zahrnuje ponechávání stromů s dutinami, pokud nepředstavují bezprostřední riziko.

Celkově tato diplomová práce přináší nové poznatky o výskytu stromových dutin v daném regionu a otevírá prostor pro další výzkumy v oblasti ekologie stromů a biodiverzity v kulturní krajině. Poskytuje cenné informace, které mohou být využity ke zlepšení managementu alejí a k ochraně biodiverzity.

9 Seznam použité literatury

9.1 Použitá literatura

Adaskaveg, J. E. (1993). *Wood decay, lignicolous fungi, and decline of peach trees in South Carolina*. *Plant disease*, 77(7), 707.

Allevato E., Saulino L., Cesarano G., Chirico G. B., D'Urso G., Bolognesi S. F., Rita A., Rossi S., Saracino A. & Bonanomi G. (2019). *Canopy damage by spring frost in European beech along the Apennines: effect of latitude, altitude and aspect*. *Remote Sensing of Environment* 225: 431-440.

Andersson J., Domingo Gómez E., Michon S. & Roberge J. M. (2018). *Tree cavity densities and characteristics in managed and unmanaged Swedish boreal forest*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33/3: 233-244.

Asbeck, T., Pyttel, P., Frey, J., & Bausch, J. (2019). *Predicting abundance and diversity of tree-related microhabitats in Central European montane forests from common forest attributes*. *Forest Ecology and Management*, 432, 400-408.

Baldrian, P. (2014). *Distribution of extracellular enzymes in soils: spatial heterogeneity and determining factors at various scales*. *Soil Science Society of America Journal*, 78(1), 11-18.

Baldrian, P. (2017). *Forest microbiome: diversity, complexity and dynamics*. *FEMS Microbiology reviews* 41(2): 109-130 s.

Baldrian, P. (2022). *Fungal community development in decomposing fine deadwood is largely affected by microclimate*. *Frontiers in Microbiology*, 13: 835274.

Barbaro, L., Blache, S., Trochard, G., Arlaud, C., de Lacoste, N., & Kayser, Y. (2016). *Hierarchical habitat selection by Eurasian pygmy owls *Glaucidium passerinum* in old-growth forests of the southern French Prealps*. *Journal of Ornithology*, 157, 333-342.

Basile, M., Asbeck, T., Jonker, M., Knuff, A. K., Bausch, J., Braunisch, V., & Storch, I. (2020). *What do tree-related microhabitats tell us about the abundance of forest-dwelling bats, birds, and insects?*. *Journal of Environmental Management*, 264, 110401.

Baudry, J., Bunce, R. G. H., & Burel, F. (2000). *Hedgerows: an international perspective on their origin, function and management*. Journal of environmental management, 60(1), 7-22.

Bauerová, E. (2023). *Význam listnatých dřevin pro tvorbu hnízdnic dutin v hospodářských lesích s převahou smrku*. Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Praha. 76. (diplomová práce). „nepublikováno“. Dep. SIC ČZU v Praze.

Baum, S., Sieber, T. N., Schwarze, F. W., & Fink, S. (2003). *Latent infections of Fomes fomentarius in the xylem of European beech (Fagus sylvatica)*. Mycological Progress, 2, 141-148.

Bennett, A. F., Lumsden, L. F., & Nicholls, A. O. (1994). *Tree hollows as a resource for wildlife in Australian eucalypt forests*. Wildlife Research, 21(1), 505-523.

Bitz, A. (1992). *Avifaunistische Untersuchungen zur Bedeutung der Streuobstwiesen in Rheinland-Pfalz. Beit. Landespflege Rheinlan.*

Boddy, L. (2001). *Fungal community ecology and wood decomposition processes in angiosperms: from standing tree to complete decay of coarse woody debris*. Ecological Bulletins, 43-56.

Boddy, L., & Jones, T. H. (2008). *Interactions between basidiomycota and invertebrates*. In British Mycological Society Symposia Series Vol. 28, 155-179. Academic Press.

Borovičková, H., & Havelková, S. (2005). *Nástroje ochrany přírody a krajiny*. Ministerstvo životního prostředí.

Bouget, C., Larrieu, L., Nusillard, B., & Parmain, G. (2013). *In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests*. Biodiversity and conservation, 22(9), 2111-2130.

Boutin, C., Jobin, B., Bélanger, L., & Choinière, L. (2002). *Plant diversity in three types of hedgerows adjacent to cropfields*. Biodiversity & Conservation, 11, 1-25.

Boyle, W. A., Ganong, C. N., Clark, D. B., & Hast, M. A. (2008). *Density, distribution, and attributes of tree cavities in an old-growth tropical rain forest*. Biotropica, 40(2), 241-245.

- Brabcová, V., Tláskal, V., Lepinay, C., Zrůstová, P., Eichlerová, I., Štursová, M., & Baldrian, P. (2022). *Fungal community development in decomposing fine deadwood is largely affected by microclimate*. *Frontiers in Microbiology*, 13, 835274.
- Braniš, M. (2004). *Základy ekologie a ochrany životního prostředí: učebnice pro střední školy* (3., aktualiz. vyd). Informatorium.
- Breuer, W. (1998). *Berücksichtigung von Steinkauzhabitaten in der Flächennutzungsplanung am Beispiel von drei nordrhein-westfälischen Gemeinden*. *Natur und Landschaft*, 73(4), 175-180.
- Bulíř, P., (1988): *Vegetační doprovody silnic*. Aktuality VŠÚOZ, Průhonice, 198.
- Busing, R. T., White, R. D., Harmon, M. E., & White, P. S. (2009). *Hurricane disturbance in a temperate deciduous forest: patch dynamics, tree mortality, and coarse woody detritus*. *Forest Ecology: Recent Advances in Plant Ecology*, 351-363.
- Bütler, R., Lachat, T., Larrieu, L., & Paillet, Y. (2013). *2.1 Habitat trees: key elements for forest biodiversity*. *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*, 84.
- Carlson, A. (1994). *Cavity breeding birds and clearcuts*. *Ornis Fennica*, 71, 120-120.
- Carlson, A., Sandström, U., & Olsson, K. (1998). *Availability and use of natural tree holes by cavity nesting birds in a Swedish deciduous forest*. *Ardea*, 86(1), 109-119.
- Cockle, K. L., Martin, K., & Robledo, G. (2012). *Linking fungi, trees, and hole-using birds in a Neotropical tree-cavity network: Pathways of cavity production and implications for conservation*. *Forest Ecology and Management*, 264, 210-219.
- Cockle, K., Martin, K., & Wiebe, K. (2011). *Selection of nest trees by cavity-nesting birds in the Neotropical Atlantic forest*. *Biotropica*, 43(2), 228-236.
- Coleman, D. C., & Hendrix, P. F. (2000). *Invertebrates as webmasters in ecosystems*. CABI.
- Coombs A. B., Bowman J. & Garroway C. J. (2010): *Thermal Properties of Tree Cavities During Winter in a Northern Hardwood Forest*. *Journal of Wildlife Management* 74/8: 1875-1881.
- Davis, J. W. (1983). *Snags are for wildlife: 4–9*. In. Davis, JW, Goodwin, GA, Ockenfels, RA. *In Proceedings of the Symposium on Snag Habitat Management*. RM.

Donnelly, P. K., Entry, J. A., Crawford, D. L., & Cromack, K. (1990). *Cellulose and lignin degradation in forest soils: response to moisture, temperature, and acidity*. *Microbial ecology*, 20, 289-295.

Esterka, J. Hendrych J., Storm V., Matějka L., Létal A., Valečík M., Skalský M., 2010: *Silniční stromořadí v české krajině – koncepce jejich zachování, obnovy a péče o ně*. Arnika – Centrum pro podporu občanů, Praha, 61.

Europe Forest; Unecé F. A. O. (2015). *State of Europe's Forests*. Retrieved November 17, 2023, from <https://foresteurope.org>.

Fan, Z., Larsen, D. R., Shifley, S. R., & Thompson, F. R. (2003). *Estimating cavity tree abundance by stand age and basal area, Missouri, USA*. *Forest Ecology and Management*, 179(1-3), 231-242.

Fan, Z., Shifley, S. R., Spetich, M. A., Thompson Iii, F. R., & Larsen, D. R. (2003). *Distribution of cavity trees in midwestern old-growth and second-growth forests*. *Canadian Journal of Forest Research*, 33(8), 1481-1494.

Franklin, J. F., Spies, T. A., Van Pelt, R., Carey, A. B., Thornburgh, D. A., Berg, D. R., & Chen, J. (2002). *Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example*. *Forest ecology and management*, 155(1-3), 399-423.

Fritz, Ö., & Heilmann-Clausen, J. (2010). *Rot holes create key microhabitats for epiphytic lichens and bryophytes on beech (Fagus sylvatica)*. *Biological Conservation*, 143(4), 1008-1016.

Fritz, Ö., Gustafsson, L., & Larsson, K. (2008). *Does forest continuity matter in conservation? – A study of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests of southern Sweden*. *Biological conservation*, 141(3), 655-668.

Fuller, R. J. (Ed.). (2012). *Birds and habitat: relationships in changing landscapes*. Cambridge University Press.

Gibbons, P., & Lindenmayer, D. (2002). *Tree hollows and wildlife conservation in Australia*. CSIRO publishing.

Gibbs, J. P., Hunter Jr, M. L., & Melvin, S. M. (1993). *Snag availability and communities of cavity nesting birds in tropical versus temperate forests*. *Biotropica*, 236-241.

- Goodburn, J. M., & Lorimer, C. G. (1998). *Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and Michigan*. Canadian Journal of Forest Research, 28(3), 427-438.
- Gould, W. A., González, G., Hudak, A. T., Hollingsworth, T. N., & Hollingsworth, J. (2008). *Forest structure and downed woody debris in boreal, temperate, and tropical forest fragments*. Ambio, 577-587.
- Green R. E., Osborne P. E., Sears E. J. (1994). *The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland*. Journal of Applied Ecology: 677-692 s.
- Grimm, H. (1989). *Die Erhaltung und Pflege von Streuobstwiesen unter dem Aspekt des Steinkauz schutzes (Athene noctua)*. Abhandlungen und Berichte des Museums der Natur Gotha, 15, 103-107.
- Grüebler M. U., Schaller S., Keil H., Naef-Daenzer B. (2013). *The occurrence of cavities in fruit trees: effects of tree age and management on biodiversity in traditional European orchards*. Biodiversity and Conservation 22: 3233-3246.
- Grüebler M. U., Widmer S., Korner-Nievergelt F., Naef-Daenzer B. (2014). *Temperature characteristics of winter roost-sites for birds and mammals: tree cavities and anthropogenic alternatives*. International Journal of Biometeorology 58: 629-637.
- Grüebler, M. U., Schaller, S., Keil, H., & Naef-Daenzer, B. (2013). *The occurrence of cavities in fruit trees: effects of tree age and management on biodiversity in traditional European orchards*. Biodiversity and Conservation, 22, 3233-3246.
- Gunn, J. S., & Hagan III, J. M. (2000). *Woodpecker abundance and tree use in uneven-aged managed, and unmanaged, forest in northern Maine*. Forest Ecology and Management, 126(1), 1-12.
- Gutzat, F., & Dormann, C. F. (2018). *Decaying trees improve nesting opportunities for cavity-nesting birds in temperate and boreal forests: A meta-analysis and implications for retention forestry*. Ecology and Evolution, 8(16), 8616-8626.
- Gwaze, D., & Elliott, A. (2011). *Cavity trees, snags, and overstory density in a riparian forest in northeastern Missouri*. Northern Journal of Applied Forestry, 28(2), 105-109.
- Hendrych J., Kupka J., Vorel I., Líčková M., 2011: *Slavné zahrady a parky Středočeského kraje*. Foibos, Praha, 239.

- Hološková, A., Kadlec, T., & Reif, J. (2023). *Vegetation Structure and Invertebrate Food Availability for Birds in Intensively Used Arable Fields: Evaluation of Three Widespread Crops*. *Diversity*, 15(4), 524.
- Hurych, D., Zimmermann, K., & Svoboda, T. (2011). *Fast learnable object tracking and detection in high-resolution omnidirectional images*. In *International Conference on Computer Vision Theory and Applications* (Vol. 2, pp. 521-530).
- Hurych, V. (2011). *Tvorba zeleně: sadovnictví – krajinářství*. Vyšší odborná škola zahradnická a Střední zahradnická škola ve spolupráci s Grada Publishing.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G., Duckworth, J. C., & Shrubbs, M. (2000). *Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales*. *Journal of applied ecology*, 37(5), 771-788.
- Johnsson, K. (1993). *The black woodpecker as a keystone species in forest*. Dissertation in Wildlife Ecology.
- Johnsson, K., Nilsson, S. G., & Tjernberg, M. (1993). *Nest site selection and clutch size in relation to hole size and predation risk in great tits (*Parus major*)*. *Behavioral Ecology*, 4(4), 331-338.
- Kavka B., Šindelářová J. (1978). *Funkce zeleně v životním prostředí*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 235.
- Kebrle, D. (2018). *Vliv disturbancí a dalších faktorů na strukturu a diverzitu ptačích společenstev lesních ekosystémů v NP Šumava*. Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Praha. 76. (diplomová práce). „nepublikováno“. Dep. SIC ČZU v Praze.
- Klemensová, M. (2015). *Historie a současnost alejí v kulturní krajině České republiky*. *Životné prostredie: Revue pre teóriu a starostlivosť o životné prostredie*, 49, 187-191.
- Klemensová M., Jarošek R., Mračanská E., Dušek R., Polachová L., Misiáček R. Oliva L. (2015). *Aleje Moravskoslezského kraje – koncepce jejich zachování, obnovy a péče o ně*. Arnika, Praha: 71.
- Kolařík J., Bulíř P., Burian S., Businský R., Hora D., Jech D., Pešout P., Reš B., Krčmářová J., ed. (2022). *Stromy v zemědělství: historie a současnost agrolesnictví v České republice: výzkumný program Záchrana a obnova krajiny*. Praha: Středisko společných činností AV ČR, v. v. i., pro Kancelář Akademie věd ČR. Strategie AV21. ISBN 978-80-200-3333-8.).

Kraus, D., Bütler, R., Krumm, F., Lachat, T., Larrieu, L., Mergne, U., & Winter, S. (2016). *Catalogue of tree microhabitats: Reference field list*. European Forest Institute, Freiburg.

Krčmářová, J. (Ed.). (2022). *Stromy v zemědělství: historie a současnost agrolesnictví v České republice: výzkumný program Záchrana a obnova krajiny*. Středisko společných činností AV ČR, v. v. i., pro Kancelář Akademie věd ČR.

Kunz, T. H., & Lumsden, L. F. (2005). *Ecology of cavity and tree roosting bats*. Johns Hopkins University Press.

LaMontagne, J. M., Kilgour, R. J., Anderson, E. C., & Magle, S. (2015). *Tree cavity availability across forest, park, and residential habitats in a highly urban area*. *Urban Ecosystems*, 18, 151-167.

Larrieu, L., & Cabanettes, A. (2012). *Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech – fir forests*. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(8), 1433-1445.

Larrieu, L., Gosselin, F., Archaux, F., Chevalier, R., Corriol, G., Dauffy-Richard, E., & Bouget, C. (2019). *Assessing the potential of routine structural and dendrometric variables as potential habitat surrogates from multi-taxon data in European temperate forests*. *Ecological Indicators*: 104, 116-126.

Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., & Vandekerkhove, K. (2018). *Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization*. *Ecological Indicators*, 84, 194-207 *Ecol. Indic.*

Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., & Vandekerkhove, K. (2018). *Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization*. *Ecological Indicators*, 84, 194-207.

Lindenmayer, D. B., & Franklin, J. F. (2002). *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscale approach*. Island press.

Lindenmayer, D. B., & Franklin, J. F. (2013). *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island press.

Lindenmayer, D. B., Laurance, W. F., Franklin, J. F., Likens, G. E., Banks, S. C., Blanchard, W., & Stein, J. A. (2014). *New policies for old trees: averting a global crisis in a keystone ecological structure*. *Conservation Letters*, 7(1), 61-69.

- Li, P., & Martin, T. E. (1991). *Nest site selection by female bluebirds: the influence of conspecific attraction and predation risk*. *The Condor*, 93(2), 362-366.
- Löhmus, A. (1998). *Kas suur-kirjurähn ehitab pesa ökonoomselt*. *Hirundo*, 11, 95-98.
- Lust, N., Muys, B., & Nachtergale, L. (1998). *Zvýšení biodiverzity v homogenních porostech borovice lesní ekologicky diverzifikovaným hospodařením*. *Biodiversity & Conservation*, 7, 249-260.
- Martin, K., & Eadie, J. M. (1999). *Nest webs: a community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds*. *Forest Ecology and Management*, 115(2-3), 243-257.
- Martin, K., Aitken, K. E., & Wiebe, K. L. (2004). *Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning*. *The condor* 106 (1), 5-19.
- Martin, M., & Raymond, P. (2019): *Assessing tree-related microhabitat retention according to a harvest gradient using tree-defect surveys as proxies in Eastern Canadian mixedwood forests*. *The Forestry Chronicle*, 95(3), 157-170.
- Martin, M., Paillet, Y., Larrieu, L., Kern, C. C., Raymond, P., Drapeau, P., & Fenton, N. J. (2022). *Tree-related microhabitats are promising yet underused tools for biodiversity and nature conservation: a systematic review for international perspectives*. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5, 818474.
- Martin, T. E. (1995). *Avian life history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food*. *Ecological monographs* 65 (1), 101-127.
- Maurizi, E., Campanaro, A., Chiari, S., Maura, M., Mosconi, F., Sabatelli, S., & Carpaneto, G. M. (2017). *Guidelines for the monitoring of *Osmoderma eremita* and closely related species*. *Nature Conservation*, (20), 79-128.
- Mazgajski, T. D. (1998). *Nest-site characteristic of Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* in central Poland*. *Polish Journal of Ecology*, 46(1), 33-41.
- McComb, W. C., & Noble R. E. (1981). *Microclimates of nest boxes and natural cavities in bottomland hardwoods*. *The Journal of Wildlife Management*, 45 (1), 284-289.
- McComb, W., & Lindenmayer, D. (1999). *Dying, dead, and down trees*. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*, 335-372.

- Michel, A. K., & Winter, S. (2009). *Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, USA*. *Forest Ecology and Management*, 257(6), 1453-1464.
- Michel, A. K., Winter, S., & Linde, A. (2011). *The effect of tree dimension on the diversity of bark microhabitat structures and bark use in Douglas-fir (Pseudotsuga menziesii var. menziesii)*. *Canadian Journal of Forest Research*, 41(2), 300-308.
- Mikusinski, G., Gromadzki, M., & Chylarecki, P. (2001). *Woodpeckers as indicators of forest bird diversity*. *Conservation biology*, 15(1), 208-217.
- Miller, B. (1999). *Using focal species in the design of nature reserve networks*. *Wild Earth*, 8, 81-92.
- Miller, D. A., Arnett, E. B., & Lacki M. J. (2003). *Habitat management for forest-roosting bats of North America: a critical review of habitat studies*. *Wildlife Society Bulletin*, 31(1), 30-30.
- Moles, R. T., & Breen, J. (1995, December). *Long-term change within lowland farmland bird communities in relation to field boundary attributes*. In *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* (pp. 203-215). Royal Irish Academy.
- Nash, T. H. (2008). *Nutrients, elemental accumulation, and mineral cycling*. *Lichen Biology* (second ed.), Cambridge University Press, Cambridge, 234-251.
- Newton, I. (1998). *Population limitation in birds (1998 ed.)*. Academic press.
- Nilsson, S. G. (1984). *The evolution of clutch size in hole-nesting birds: a clutch size manipulation experiment*. *The American Naturalist*, 124(2), 267-289.
- Ogawa, J. M., & English, H. (1987). *Diseases of temperate zone tree fruit and nut crops (Vol. 3345)*. UCANR Publications.
- Olšanská E., Janáčková H. (1968). *Zeleň v krajině: metodická příručka pro národní výbory*. Ostrava: Krajské středisko památkové péče ochrany přírody, 36.
- Ostry, M. E., & Laflamme, G. (2009). *Fungi and diseases — natural components of healthy forests*. *Botany*, 87(1), 22-25.
- Paclik, M., & Weidinger, K. (2007). *Microclimate of tree cavities during winter nights-implications for roost site selection in birds*. *Int J Biometeorol* 51:287–293.

- Paillet, Y., Archaux, F., Boulanger, V., Debaive, N., Fuhr, M., Gilg, O., & Guilbert, E. (2017). *Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves*. *Forest Ecology and Management*, 389, 176-186.
- Paillet, Y., Archaux, F., Du Puy, S., Bouget, C., Boulanger, V., Debaive, N., & Guilbert, E. (2018). *The indicator side of tree microhabitats: A multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles*. *Journal of Applied Ecology*, 55(5), 2147-2159.
- Paillet, Y., Debaive, N., Archaux, F., Cateau, E., Gilg, O., & Guilbert, E. (2019). *Nothing else matters? Tree diameter and living status have more effects than biogeoclimatic context on microhabitat number and occurrence: An analysis in French forest reserves*. *PLoS One*, 14(5), e0216500.
- Pawlik Ł. & Harrison S. P. (2022). *Modelling and prediction of wind damage in forest ecosystems of the Sudety Mountains, SW Poland*. *Science of The Total Environment* 815: 151972.
- Pénicaud, P. (2000). *Chauves-souris arboricoles en Bretagne (France): typologie de 60 arbres-gîtes et éléments de l'écologie des espèces observées*. *Le rhinolophe*: 14, 37-68.
- Prishchepov, A. V., Radeloff, V. C., Baumann, M., Kuemmerle, T., & Müller, D. (2012). *Effects of institutional changes on land use: agricultural land abandonment during the transition from state-command to market-driven economies in post-Soviet Eastern Europe*. *Environmental Research Letters*, 7(2), 024021.
- Przepióra, F., & Ciach, M. (2022). *Tree microhabitats in natural temperate riparian forests: An ultra-rich biological complex in a globally vanishing habitat*. *Science of the Total Environment*, 803, 149881.
- Puettmann, K. J., D'Amato, A. W., Kohnle, U., & Bausch, J. (2009). *Individual-tree growth dynamics of mature Abies alba during repeated irregular group shelterwood (Femelschlag) cuttings*. *Canadian journal of forest research*, 39(12), 2437-2449.
- Puettmann, K. J., Coates, K. D., Messier, C. C. (2009). *A Critique of Silviculture: Managing for Complexity* Island Press, Washington, DC (2009).
- Ramkumar, M., & Menier, D. (2017). *Eustasy, high-frequency sea level cycles and habitat heterogeneity*. Elsevier: 1-5.
- Ranius, T. (2002). *Osmoderma eremita as an indicator of species richness of beetles in tree hollows*. *Biodiversity & Conservation*, 11, 931-941.

Ranius, T., Aguado, L. O., Antonsson, K., Audisio, P., Ballerio, A., Carpaneto, G. M., Chobot, K., Gjurasin, B., Hanssen, O., Huijbregts, H., Lakatos, L., Martin, O., Neculiseanu, Z., Nikitsky, N. B., Paill, W., Pirnat, A., Rizun, V., Ruicanescu, A., Stegner, J., Süda, I., Szwalko, P., Tamuits, V., Telnov, D., Tsinkevich, V., Versteirt, V., Vignon, V., Vögeli, M., & Zach, P. (2005). *Osmoderma eremita* (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe Anim. Biodiv. Conserv., 28 (1),1-44.

Remm, J., Lohmus, A., & Remm, K. (2006). *Tree cavities in riverine forests: what determines their occurrence and use by hole-nesting passerines?*. Forest Ecology and Management, 221(1-3), 267-277.

Ranius, T., Niklasson, M., & Berg, N. (2009). Development of tree hollows in pedunculate oak (*Quercus robur*). Forest Ecology and management, 257(1), 303-310.

Ranius, T., Niklasson, M., & Berg, N. (2009). *Development of tree hollows in pedunculate oak (Quercus robur)*. Forest Ecology and management, 257(1), 303-310.

Regnery, B., Couvet, D., Kubarek, L., Julien, J. F., & Kerbiriou, C. (2013). *Tree microhabitats as indicators of bird and bat communities in Mediterranean forests*. Ecological Indicators, 34, 221-230.

Regnery, B., Paillet, Y., Couvet, D. & Kerbiriou, C. (2013a). *Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests?* Forest Ecology and Management 295: 118-125.

Reif, J., & Hanzelka, J. (2016). *Grassland winners and arable land losers: The effects of post-totalitarian land use changes on long-term population trends of farmland birds*. Agriculture, Ecosystems & Environment, 232, 208-217.

Remm, J., Löhmus, A., & Remm, K. (2006). *Tree cavities in riverine forests: what determines their occurrence and use by hole-nesting passerines?*. Forest Ecology and Management, 221(1-3), 267-277.

Remm, J., & Löhmus, A. (2011). Tree cavities in forests – the broad distribution pattern of a keystone structure for biodiversity. Forest Ecology and Management, 262(4), 579-585.

Robles, H., Ciudad, C., & Matthysen, E. (2011). *Tree-cavity occurrence, cavity occupation and reproductive performance of secondary cavity-nesting birds in oak forests: The role of traditional management practices*. Forest ecology and management, 261(8), 1428-1435.

- Roy, P. D., Ramkumar, M., & Nagarajan, R. (2018). *Cenozoic Chemostratigraphy: Understanding the Most Recent Era of the Earth's History*. Chemostratigraphy Across Major Chronological Boundaries: 259-277.
- Russo, D., & Jones, G. (2003). *Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications*. *Ecography*, 26(2), 197-209.
- Russo, D., Cistrone, L., Jones, G., Mazzoleni, S. (2004). *Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation*. *Biological Conservation*, 117(1), 73-81.
- Sandra, N., Gianluca, M., & Alessandro, P. (2023). *People's perceptions and willingness to pay to protect saproxylic species in Alpine production forests*. *Journal for Nature Conservation*, 126514.
- Sedgeley, J. A. (2001). *Quality of cavity microclimate as a factor influencing selection of maternity roosts by a tree-dwelling bat, *Chalinolobus tuberculatus*, in New Zealand*. *Journal of Applied Ecology*, 38(2), 425-438.
- Seifert, T., Nickel, M., & Pretzsch, H. (2010). *Analysing the long-term effects of artificial pruning of wild cherry by computer tomography*. *Trees*, 24, 797-808.
- Schepps J., Lohr S., Martin T. E. (1999): *Does tree hardness influence nest-tree selection by primary cavity nesters?* *The Auk* 116 (3): 658-665.
- Sklenička, P. (2003). *Základy krajinného plánování* (Vyd. 2). Naděžda Skleničková.
- Sovová, V. (2023). *Monitoring stromových dutin v ovocných alejích na Rokycansku*. Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Praha. 76. (diplomová práce). „nepublikováno“. Dep. SIC ČZU v Praze.
- Stachura-Skierczyńska, K., & Kosiński, Z. (2016). *Do factors describing forest naturalness predict the occurrence and abundance of middle spotted woodpecker in different forest landscapes?* *Ecological Indicators*, 60, 832-844.
- Steen, D. A., Barbour, M., McClure, C. J., Wray, K. P., Macey, J. N., & Stevenson, D. J. (2015). *Landscape scale habitat selection of Harlequin Coralsnakes (*Micrurus fulvius*) in three large, protected areas in the southeastern United States*. *Copeia*, 103(4), 1037-1042.

- Stejskalová, D. (2007). *Functional and aesthetical evaluation of landscape*. Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis. Brno: ACTA MZLU 55 (5). 155-164.
- Stenberg, I. (1996). *Nest site selection in six woodpecker species*. Fauna Norvegica, Series C, 19(1), 21-38.
- Stephens, S. L., & Moghaddas, J. J. (2005). *Fuel treatment effects on snags and coarse woody debris in a Sierra Nevada mixed conifer forest*. Forest Ecology and Management, 214(1-3), 53-64.
- Stoddart, D. M. (1979). *Ecology of small mammals*. London, 273.
- Stokland, J. N., Siitonen, J., & Jonsson, B. G. (2012). *Biodiversity in dead wood*. Cambridge university press. Stokland, J. N. (2012). *Wood decomposition. Biodiversity in dead-wood*. London: Cambridge University Press, 1028.
- Suarez, M. L., Ghermandi, L., & Kitzberger, T. (2004). *Factors predisposing episodic drought-induced tree mortality in Nothofagus: site, climatic sensitivity and growth trends*. Journal of Ecology, 954-966.
- Suchomel, J. (2022). *Monitoring stromových dutin ve starých ovocných sadech na území Prahy*. Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Praha. 52. (bakalářská práce). „nepublikováno“. Dep. SIC ČZU v Praze.
- Sutton, W. B., Wang, Y., Schweitzer, C. J., & McClure, C. J. (2017). *Spatial ecology and multi-scale habitat selection of the Copperhead (Agkistrodon contortrix) in a managed forest landscape*. Forest Ecology and Management, 391, 469-481.
- Svoboda, M., Cihlár, J., Marhounová, S., Lukeš, V., Dvorská, R., & Svobodová Š. (2021). 5. *Úplná aktualizace územně analytických podkladů pro správní obvod obce s rozšířenou působností Rokycany – Textová část*. Ateliér Cihlár-Svoboda, 271.
- Swift, M. J. (1984). *Animal-microbial interactions in wood decomposition*. In *Invertebrate-Microbial Interactions*. Proceedings of the Joint Symposium of the British Mycological Society and the British Entomological Society, University of Exeter, September 1982.
- Šálek, M., Svobodová, J., & Zasadil, P. (2010). *Edge effect of low-traffic forest roads on bird communities in secondary production forests in central Europe*. Landscape ecology, 25, 1113-1124.

- Štefanová, M., & Šálek, M. (2014). *Effects of integrated farming on herbal and bird species diversity in Czech agricultural landscapes*. Polish Journal of Ecology, 62(1), 147-162.
- Tláškal, V., & Baldrian, P. (2021). *Deadwood-inhabiting bacteria show adaptations to changing carbon and nitrogen availability during decomposition*. Frontiers in Microbiology, 12, 685303.
- Tláškal, V., Brabcová, V., Větrovský, T., Jomura, M., López-Mondéjar, R., Oliveira Monteiro, L. M., & Baldrian, P. (2021). *Complementary roles of wood-inhabiting fungi and bacteria facilitate deadwood decomposition*. Msystems, 6(1), 10-1128.
- Vacek Z., Cukor J., Linda R., Vacek S., Šimůnek V., Brichta J., Gallo J. & Prokúpková A. (2020). *Bark stripping, the crucial factor affecting stem rot development and timber production of Norway spruce forests in Central Europe*. Forest Ecology and Management 474: 118360.
- Valk, U. (1974). *Eesti metsad*. Valgus.
- van der Hoek, Y., Gaona, G. V., & Martin, K. (2017). *The diversity, distribution and conservation status of the tree-cavity-nesting birds of the world*. Diversity and Distributions, 23(10), 1120-1131.
- Vašutová, M. (2006). *Preliminary checklist of the genus Psathyrella in the Czech Republic and Slovakia*. Publication of the Czech Scientific Society for Mycology, 58(12), 1-29.
- Veblen, T. T., Kitzberger, T., & Lara, A. (1992). *Disturbance and forest dynamics along a transect from Andean rain forest to Patagonian shrubland*. Journal of Vegetation Science, 3(4), 507-520.
- Velička, P., & Veličková, M. (2013). *Aleje české a moravské krajiny: historie a současný význam*. Dokořán, Praha, 248.
- Vélová, L., & Véle, A. (2019). *Význam datlovitých ptáků v ochraně lesa: Review*. Zprávy lesnického výzkumu 64 (3), 165-173.
- Vickery, J., & Arlettaz, R. (2012). *The importance of habitat heterogeneity at multiple scales for birds in European agricultural landscapes*.

- Voříšek, P., Jiguet, F., van Strien, A., Škorpilová, J., Klvaňová, A., & Gregory R. D. (2010). *Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: how much have we lost*. BOU Proceedings – Lowland Farmland Birds III, 1-24.
- Vrabec, V. (2008). *Aleje jako liniové koridory z pohledu entomologa*. In: Petrová A. (ed): *ÚSES – zelená páteř krajiny 2008*. Sborník příspěvků ze 7. ročníku semináře. Nakladatelství lesnické práce s.r.o., Brno: 5-7.
- Vráblíková, J., Vráblík, P., & Zoubková, L. (2014). *Tvorba a ochrana krajiny*. Univerzita JE Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí.
- Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F., & Gosselin, F. (2011). Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation*, 144(1), 441-450.
- Wagener, W. W., & Davidson, R. W. (1954). Heart rots in living trees. *The Botanical Review*, 20, 61-134.
- Westerhuis, E. L., Schlesinger, C. A., Nano, C. E., Morton, S. R., & Christian, K. A. (2019). *Characteristics of hollows and hollow-bearing trees in semi-arid river red gum woodland and potential limitations for hollow-dependent wildlife*. *Austral Ecology*, 44(6), 995-1004.
- Whitham, T. G., DiFazio, S. P., Schweitzer, J. A., Shuster, S. M., Allan, G. J., Bailey, J. K., & Woolbright, S. A. (2008). *Extending genomics to natural communities and ecosystems*. *Science*, 320(5875), 492-495.
- Wiebe, K. L. (2001). *Microclimate of tree cavity nests: is it important for reproductive success in Northern Flickers?*. *The Auk*, 118(2), 412-421.
- Winter, S., & Möller, G. C. (2008). *Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation*. *Forest Ecology and Management*, 255(3-4), 1251-1261.
- Zielińska, K. M., Staniaszek-Kik, M., & Misztal, M. (2017). *Vascular plants and bryophytes in managed forests--analysis of the impact of the old ditches on the species diversity (central european plain)*. *Applied Ecology & Environmental Research*, 15(3).

9.2 Zákony, vyhlášky

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění.

Zákon č. 13/1997 Sb., o pozemních komunikacích, v platném znění.

Zákon č. 361/2000 Sb., o provozu na pozemních komunikacích, v platném znění.

Vyhláška č. 189/2013 Sb., o ochraně dřevin a povolování jejich kácení, v platném znění.

9.3 Internetové zdroje

Cenia. Zpráva o životním prostředí ve Středočeském kraji: Programový dokument [online]. ©2020 [cit. 2023-11-18]. Dostupné z: <https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2022/05/Kraje_STREDOCESKY_2020.pdf>

Český statistický úřad. Okres Příbram [online]a. ©2023 [cit. 2023-11-18]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/xs/okres_pribram>

Český statistický úřad. Nejnovější údaje o kraji [online]b. ©2023 [cit. 2023-11-18]. Dostupné z: <<https://www.czso.cz/>>

Food and Agriculture Organization of the United Nations. The state of the world's forests [online]b. ©2023 [cit. 2023-10-17]. Dostupné z: <<https://www.fao.org/3/ca8642en/ca8642en.pdf>>

Fórum ochrany přírody. Rozptýlená zeleň na půdních blocích [online]. ©2023 [cit. 2023-10-17]. Dostupné z: <<https://www.forumochranyprirody.cz/odborne-informace/pravni-nazory/rozptylena-zelen-na-pudnich-blocich?highlight=WyJyb3pwdFw1MDBmZGxlbm91liwiemVsZVx1MDE0OCIsInJvenB0XHUwMGZkbGVub3UgemVsZVx1MDE0OCJd>>

Geoportál ČÚZK. Krajská správa ČSÚ pro Středočeský kraj [online]. ©2023 [cit. 2023-10-17]. Dostupné z: <<https://ags.cuzk.cz/geoprohlizec/>>

Ministerium für ein lebenswertes Österreich. Nachhaltige Waldwirtschaft in Österreich – Datensammlung zum Österreichischen Wald [online]. ©2023 [cit. 2023-10-05]. Dostupné z: <https://info.bml.gv.at/dam/jcr:a5c90b98-5c24-4bd6-a9f1-60cbbda8cfff/BML_broschuere_oesterreichischer_waldbericht2023_200dpi_pac3>

Středočeský kraj. Lesy a lesnatost Středočeského kraje [online]. ©2023 [cit. 2023-10-05]. Dostupné z: <<https://kr-stredocesky.cz/web/zivotni-prostredi/lesnictvi>>

10 Přílohy

Seznam příloh:

Příloha 1 – Mapa alejí, Příbramsko

Příloha 2 – Tabulka: charakteristika ovocných alejí

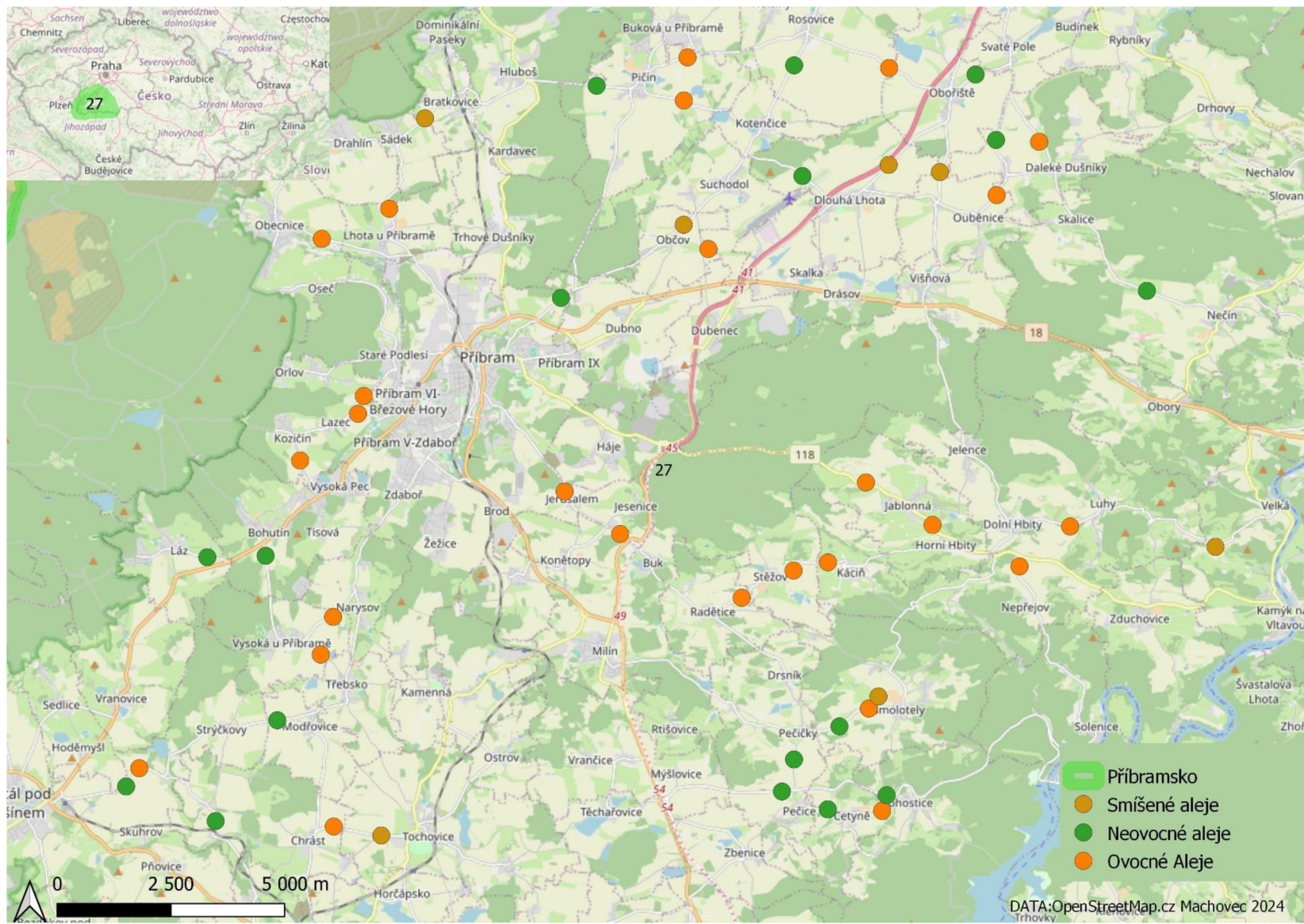
Příloha 3 – Tabulka: charakteristika neovocných a smíšených alejí

Příloha 4 – Tabulka: přítomnost dokončených dutin

Příloha 5 – Tabulka: vyhloubené dutiny (n=15)

Příloha 6 – Fotodokumentace

Příloha 1 – Mapa alejí, Příbramsko (Vytvořeno v programu QGIS, mapový podklad – OpenStreetMap)



Příloha 2 – Tabulka: charakteristika ovocných alejí

ID	Typ	Management	Nadmořská výška	Hustota porostu	Okolní biotop	Vzdálenost les	Vzdálenost intrvilán	Typ komunikace	GPS souřadnice	Katastrální území	Ovocné
01	0	1	457	11	Pole	400	900	3	49.7404654N, 14.0705561E	Pičín	
02	0	1	475	13	Pole	800	200	3	49.7492390N, 14.0712060E (4)	Buková u Příbramě	
03	0	1	418	12	Pole	500	700	3	49.7758947N, 14.1523886E (5)	Dobříš	
04	0	1	389	10	Pole	100	400	3	49.7315292N, 14.1790950E (6)	Daleké Dušníky	
05	0	1	411	15	Pole	800	900	3	49.7465058N, 14.1345614E (9)	Obořiště	
06	0	1	405	16	Pole	400	100	3	49.7231694N, 14.1662817E (12)	Ouběnice	
07	0	0	462	13	Louka	1500	700	3	49.7115372N, 14.0770239E (16)	Občov	
08	0	1	387	12	Pole	300	100	3	49.6579283N, 14.1920158E (19)	Luhy	
09	0	1	430	11	Pole	600	100	3	49.6496174N 14.1724638E (20)	Dolní Hbity	
10	0	1	460	11	Pole	300	500	3	49.6207850N 14.1261146E (22)	Smolotely	
11	0	1	460	11	Pole	300	400	3	49.6003922N, 14.1293875E (26)	Cetině	
12	0	1	518	12	Louka	300	300	3	49.6422003N, 14.0854678E(29)	Radětice	
13	0	1	491	14	Pole_Louka	300	200	3	49.6477072N, 14.1026539E (30)	Stěžov	
14	0	1	487	13	Pole	300	500	3	49.6496900N, 14.1120942E (31)	Káciň	
15	0	1	434	11	Louka	200	300	3	49.6581978N, 14.1447225E (32)	Jablonná	
16	0	1	518	11	Pole	100	300	3	49.7200486N, 13.9799897E (33)	Lhota u Příbramě	
17	0	1	516	11	Louka	900	900	3	49.7130308N, 13.9625175E (35)	Obecnice	
18	0	1	534	13	Louka	300	100	3	49.6831564N, 13.9742911E(36)	Příbram	
19	0	1	543	12	Pole	400	100	3	49.6788031N, 13.9696253E (37)	Lazec	
20	0	0	564	11	Pole_Louka	300	200	3	49.6701808N, 13.9530692E (38)	Kozičín	
21	0	1	549	11	Pole_Louka	1000	400	3	49.6309794N, 13.9608108E (41)	Vysoká u Příbramě	
22	0	1	584	12	Pole	400	500	3	49.6381483N, 13.9606342E (42)	Narysov	
23	0	1	539	15	Pole	100	400	3	49.6088859N, 13.9063917E (44)	Nesvačily	
24	0	1	515	12	Pole_Louka	400	300	3	49.5974510N, 13.9623803E (47)	Chrást	
25	0	1	572	12	Pole	100	300	3	49.6551297N, 14.0508981E (49)	Buk	
26	0	1	549	13	Pole_Louka	100	100	3	49.6633197N, 14.0343569E (50)	Jerusalem	
27	0	1	492	12	Pole	200	500	3	49.6653994N, 14.1256061E (51)	Jablonná	

Příloha 3 – Tabulka: charakteristika neovocných a smíšených alejí

ID	Typ	Management	Nadmořská výška	Hustota porostu	Okolní biotop	Vzdálenost les	Vzdálenost intrvilán	Typ komunikace	GPS souřadnice	Katastrální území	
28	N	1	547	13	Pole_Louka	100	800	3	49.7031686N, 14.0358044E (1)	Příbram	Neovocné
29	N	1	508	11	Pole	100	200	3	49.7404653N, 14.0705561E (2)	Pičín	
30	N	1	422	11	Pole	1000	300	3	49.7326674N, 14.1650938E (7)	Druhlice	
31	N	1	389	12	Pole	1100	500	3	49.7463425N, 14.1606349E (8)	Obořiště	
32	N	1	451	12	Pole	900	500	3	49.7469964N, 14.1032025E (10)	Rosovice	
33	N	1	449	19	Pole_Louka	100	800	3	49.7272622N, 14.1035103E (11)	Dlouhá Lhota	
34	N	1	467	14	Pole_Louka	200	1500	3	49.7039322N, 14.2077164E (13)	Nečín	
35	N	1	470	11	Pole	300	900	3	49.6182242N, 14.1192036E (23)	Smolotely	
36	N	0	516	11	Pole_Louka	300	400	3	49.6120675N, 14.1042217E (24)	Pečičky	
37	N	1	486	12	Pole	300	400	3	49.6009911N, 14.1143911E (25)	Pěčice	
38	N	0	422	11	Louka	200	300	3	49.6035519N, 14.1328078E (27)	Bohostice	
39	N	1	522	13	Pole	400	400	3	49.6044875N, 14.1001683E (28)	Pečice	
40	N	1	575	11	Pole	300	400	3	49.6508528N, 13.9245514E (39)	Láz	
41	N	1	574	11	Pole	200	200	3	49.6516497N, 13.9426181E (40)	Bohutín	
42	N	1	561	13	Pole_Louka	800	200	3	49.6189403N, 13.9514442E (43)	Modřovice	
43	N	1	538	14	Pole	600	700	3	49.6055287N, 13.9005060E (45)	Nesvačily	
44	N	1	523	13	Pole	200	300	3	49.5986814N, 13.9277274E (46)	Namnice	
45	S	1	421	13	Pole_Louka	400	500	3	49.7262650N, 14.1478625E (14)	Ostrov	Smíšené
46	S	1	429	14	Pole	600	300	3	49.7266567N, 14.1305372E (15)	Dlouhá Lhota	
47	S	1	476	17	Pole	700	200	3	49.7156781N, 14.0688578E (17)	Občov	
48	S	1	351	13	Pole_Louka	200	500	3	49.6526325N, 14.2319822E (18)	Třtí	
49	S	0	458	13	Pole	500	200	3	49.6229282N 14.1295473E (21)	Smolotely	
50	S	1	476	16	Pole	400	500	3	49.7373969N, 13.9918336E (34)	Bratkovice	
51	S	1	511	13	Pole_Louka	700	600	3	49.5968629N, 13.9667496E (48)	Chrást	

Příloha 4 – Tabulka: přítomnost dokončených dutin ve vztahu průměru ve výšce DBH a druhu dřeviny (n=664)

Druh	Latinský název	Počet stromů	Počet dutin	Průměrný počet dutin	Průměr kmene v DBH (cm)
Hrušeň obecná	<i>Pyrus communis</i>	44	12	0,27	34,1
Jabloň domácí	<i>Malus domestica</i>	194	61	0,31	35,4
Jabloň lesní	<i>Malus sylvestris</i>	75	16	0,21	33,5
Ořešák	<i>Juglans</i>	26	4	0,15	38,2
Třešeň obecná	<i>Prunus avium</i>	58	9	0,16	34,7
Slivoň švestka	<i>Prunus domestica</i>	2	0	0	36
Ovocné celkem		399	102	0,18	35,3
Bříza bělokorá	<i>Betula pendula</i>	24	4	0,17	42
Dub letní	<i>Quercus robur</i>	2	0	0	50,5
Dub zimní	<i>Quercus petraea</i>	5	0	0	71
Jasan ztepilý	<i>Fraxinus excelsior</i>	119	2	0,02	37,4
Javor jasanolistý	<i>Acer negundo</i>	23	1	0,04	27,3
Javor mléč	<i>Acer platanoides</i>	39	2	0,05	33,4
Jeřáb ptačí	<i>Sorbus aucuparia</i>	3	0	0	21,7
Jírovec maďal	<i>Aesculus hippocastanum</i>	14	1	0,07	54,3
Lípa srdčitá	<i>Tilia cordata</i>	17	3	0,17	40,8
Olše lepkavá	<i>Alnus glutinosa</i>	3	0	0	29,3
Topol černý	<i>Populus nigra</i>	2	0	0	60
Topol kanadský	<i>Populus x canadensis</i>	13	0	0	67,5
Vrba trojmužná	<i>Salix triandra</i>	1	0	0	35
Neovocné celkem		265	13	0,04	43,9
Dřeviny celkem		664	115	0,11	39,6

Příloha 5 – Tabulka: vyhloubené dutiny (n=15)

ID	Typ	Dok_nedok	VI_otv_vyska_m	VI_otv_prum_cm	VI_otv_pocet	Svet_str	Orientace	Alej
010302	V	d	1.4	5	2	S	k	O
050802	V	d	1.7	8	1	Z	o	O
121001	V	d	1.4	6	1	V	b	O
130104	V	d	1.8	5	2	V	b	O
131102	V	d	1.6	7	1	Z	b	O
140202	V	d	1.7	8	2	J	o	O
140502	V	d	1.7	6	2	Z	o	O
160202	V	d	1.8	6	1	S	b	O
201103	V	d	1.8	8	2	S	b	O
220702	V	d	1.4	8	1	S	k	O
231302	V	d	1.7	7	1	J	k	O
241203	V	d	1.6	7	1	S	o	O
251202	V	d	1.6	8	1	Z	k	O
271102	V	d	1.6	8	1	S	o	O
490902	V	d	1.5	7	1	Z	b	S

Příloha 6 – Fotodokumentace

Vyhlobené dutiny na jabloni domácí (*Malus domestica*) a třešni obecné (*Prunus avium*) – vpravo dole



Přirozené dutiny na jabloni domácí (*Malus domestica*)

